



Hvordan sikrer man bedst omkostningseffektivitet i bevarelsen af biodiversitet?

Strange, Niels; Hasler, Berit; Termansen, Mette; Thorsen, Bo Jellesmark; Rahbek, Carsten

Published in:
Danmarks natur frem mod 2020

Publication date:
2012

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Strange, N., Hasler, B., Termansen, M., Thorsen, B. J., & Rahbek, C. (2012). Hvordan sikrer man bedst omkostningseffektivitet i bevarelsen af biodiversitet? I H. Meltofte (red.), *Danmarks natur frem mod 2020: om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed* (s. 91-96). Det Grønne Kontaktudvalg: Danmarks Naturfredningsforening. <http://www.naturbutikken.dk>

DANMARKS NATUR FREM MOD 2020

DET
GRØNNE
KONTAKT
UDVALG



OM AT STOPPE TABET AF BIOLOGISK MANGFOLDIGHED

Danmarks **natur** frem mod 2020

- om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed

Redigeret af:

Hans Meltofte, *Det Grønne Kontaktudvalg*

Med bidrag af:

Peder Agger, *Institut for Miljø, Samfund og Rumlig Forandring, Roskilde Universitet*

Annette Baattrup-Pedersen, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Thomas Bregnballe, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Hans Henrik Bruun, *Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Rita Merete Buttenschøn, *LIFE, Københavns Universitet*

Preben Clausen, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Tommy Dalgaard, *Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet*

Finn Danielsen, *Nordisk Fond for Miljø og Udvikling*

Rasmus Ejrnæs, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Jon Fjeldsø, *Statens Naturhistoriske Museum og Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Camilla Fløjgaard, *Department of Biodiversity and Evolutionary Biology, National Museum of Natural Sciences, Madrid*

Nikolai Friberg, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Ann Berit Frostholt, *Natur og Plan, Danmarks Naturfredningsforening og Institut for Miljø, Samfund og Rumlig Forandring (ENSPAC), Roskilde Universitet*

Jørgen Hansen, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Berit Hasler, *Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet*

Jacob Heilmann-Clausen, *Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Toke Thomas Høye, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Tina Læbel, *Det Økologiske Råd*

Stiig Markager, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Peter Rask Møller, *Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet*

Rasmus Due Nielsen, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Bettina Nygaard, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Mette Marie Nørgaard

Peter Pagh, *Det Juridiske Fakultet, Københavns Universitet*

Ib Krag Petersen, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Roar Skovlund Poulsen, *Teknik- og Miljøforvaltningen, Aalborg Kommune*

Carsten Rahbek, *Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Jens Reddersen, *DGI Karpenhøj Natur- og Friluftscener*

Christopher Sandom, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Kaj Sand-Jensen, *Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Nikolaj Scharff, *Statens Naturhistoriske Museum og Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Flemming Skov, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Niels Strange, *Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Skov & Landskab, Københavns Universitet*

Signe Sveegaard, *Institut for BioScience, Aarhus Universitet*

Jens-Christian Svenning, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Ulrik Søchting, *Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Esben Munk Sørensen, *Institut for Planlægning, Aalborg Universitet*

Mette Termansen, *Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet*

Bo Jellesmark Thorsen, *Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Skov & Landskab, Københavns Universitet*

Chris J. Topping, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

Peter Vestergaard, *Biologisk Institut, Københavns Universitet*

Peter Wiberg-Larsen, *Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*



Danmarks natur frem mod 2020
- om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed

© Det Grønne Kontaktudvalg og forfatterne

Udgivet af Det Grønne Kontaktudvalg,
c/o Danmarks Naturfredningsforening, 2012

Redaktion og layout: Hans Meltofte

Forside og akvareller: Jens Gregersen

Rapporten er trykt på Multiart Silk hos SvendborgTryk



MIX
Papir fra
ansvarlige kilder
FSC® C011323

Oplag: 2500

ISBN 978-87-87030-54-0

Rapporten kan downloades gratis fra flere af
organisationernes hjemmesider ved at søge på
titlen, og den trykte udgave kan købes for kr. 45 i
www.naturbutikken.dk

Rapporten er udgivet med støtte fra:



AAGE V. JENSEN NATURFOND

Forsiden: Ferskvandsarterne langbladet ranunkel, pilblad, brudelys, vandspir, eng-forglem-
migej, høj sødgræs, sø-kogleaks, vand-skræppe og blåbåndet pragtnymfe, som alle findes
i sunde vandmiljøer.

Indhold

Forord	4
<i>Ella Maria Bisschop-Larsen</i>	
1.1. Ny strategi – ny kurs. Om resultatet fra COP 10 i Nagoya	6
1.2. Naturens værdi	11
<i>Peder Agger</i>	
1.3. Økosystemtjenester og biodiversitet	15
<i>Tina Læbel</i>	
1.4. Befolkningens opfattelse og økonomiske prioritering af biodiversitet	19
<i>Bo Jellesmark Thorsen, Niels Strange og Carsten Rahbek</i>	
1.5. Danmarks natur i nationalt og internationalt perspektiv	23
<i>Jon Fjeldsø, Peter Rask Møller og Nikolaj Scharff</i>	
2.1. Hvad ved vi om Danmarks biodiversitet og hvad mangler vi at vide?	28
<i>Bettina Nygaard, Annette Baattrup-Pedersen, Peter Wiberg-Larsen, Carsten Rahbek og Rasmus Ejrnæs</i>	
2.2. Hvordan sikrer vi skovenes biodiversitet?	35
<i>Hans Henrik Bruun og Jacob Heilmann-Clausen</i>	
2.3. Hvordan sikrer vi græslandets og hedens biodiversitet?	40
<i>Rasmus Ejrnæs og Rita Buttenschøn</i>	
2.4. Hvordan sikrer vi de ferske enge og vådområders biodiversitet?	45
<i>Annette Baattrup-Pedersen, Nikolai Friberg og Bettina Nygaard</i>	
2.5. Hvordan sikrer vi agerlandets biodiversitet?	49
<i>Toke T. Høye, Rasmus Ejrnæs, Tommy Dalgaard, Jens-Christian Svenning og Chris J. Topping</i>	
2.6. Hvordan sikrer vi kysternes biodiversitet?	54
<i>Ulrik Søchting, Peter Vestergaard, Preben Clausen, Roar Skovlund Poulsen og Thomas Bregnballe</i>	
2.7. Hvordan sikrer vi havets biodiversitet?	62
<i>Jørgen L.S. Hansen, Stig Markager, Peter Rask Møller, Ib Krag Petersen, Rasmus Due Nielsen og Signe Sveegaard</i>	
2.8. Hvordan sikrer vi byernes biodiversitet?	67
<i>Rasmus Ejrnæs og Jens Reddersen</i>	
2.9. Hvordan sikrer vi biodiversiteten under fremtidens klimaforandringer?	71
<i>Flemming Skov, Jens-Christian Svenning og Carsten Rahbek</i>	
2.10. Plads til vild natur i Danmark i 2020? Om behovet for store sammenhængende naturområder	77
<i>Jens-Christian Svenning, Camilla Fløjgaard, Christopher Sandom og Rasmus Ejrnæs</i>	
2.11. Danmarks fodaftryk på biodiversiteten i udlandet	81
<i>Finn Danielsen og Mette Marie Nørgaard</i>	
3.1. Hvordan kan arealplanlægningen understøtte bevarelse og forbedring af biodiversitet?	87
<i>Esben Munk Sørensen</i>	
3.2. Hvordan sikrer man bedst omkostningseffektivitet i bevarelsen af biodiversitet?	91
<i>Niels Strange, Berit Hasler, Mette Termansen, Bo Jellesmark Thorsen og Carsten Rahbek</i>	
3.3. Biodiversitet i en retlig kontekst	97
<i>Peter Pagh</i>	
3.4. Danmarks biodiversitets fremtid – de væsentligste udfordringer og højest prioriterede virkemidler	101
<i>Carsten Rahbek, Peder Agger, Hans Henrik Bruun, Rasmus Ejrnæs, Kaj Sand-Jensen, Niels Strange og Jens-Christian Svenning</i>	

Forord

Biodiversitet er mangfoldigheden af liv og levesteder. Det er alt fra mælkebøtten på stenbroen og solsorten i villahaven til de sjældneste orkideer og sommerfugle og deres levesteder.

Vi er alle afhængige af naturen, som leverer ren luft, rent drikkevand, fødevarer, biologiske materialer og ikke mindst livskvalitet. Beskyttelse af den biologiske mangfoldighed bør derfor have en fremtrædende plads i Danmarks politiske strategi.

På trods af en yderst dramatisk negativ udvikling for den danske natur, har Danmark gjort meget lidt for at leve op til egne målsætninger i Biodiversitetskonventionen fra 1992 om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed.

Wilhelm-udvalget gjorde i 2001 status over denne udvikling og konkluderede, at "Kvaliteten af Danmarks natur og biodiversitet har ikke tidligere været så ringe."

I forbindelse med det internationale biodiversitetsår 2010 blev der udgivet to rapporter, der igen behandlede status for Danmarks biodiversitet; *Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed* udgivet af Det Grønne Kontaktudvalg, og *Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler* udgivet af Danmarks Miljøundersøgelser.

Begge rapporter havde fokus på den overvejende negative udvikling primært i det sidste halve århundrede og årsagerne hertil, mens der var mindre fokus på, hvad der skal til for at vende denne uheldige udvikling.

Det Økonomiske Råd fastslog i sin vismandsrapport i efteråret 2000, at "den danske naturforvaltning ikke er baseret på systematisk brug af data" og nok så bemærkelsesværdigt skrev rådet tillige, at "naturforvaltningen lægger beslag på forholdsvis få offentlige midler i forhold til den store folkelige og politiske interesse."

Disse forhold er blandt de væsentligste årsager til, at målsætningen om at stoppe tilbagegangen i Danmarks biologiske mangfoldighed senest i 2010 langt fra blev nået.

På biodiversitetskonventionens COP 10 i Nagoya i Japan i oktober 2010 enedes det internationale samfund om at forlænge fristen for at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed til 2020. Efterfølgende har EU tilsluttet sig fristen og pålagt medlemslandene at udarbejde delmål og handleplaner for arbejdet i de mellemliggende 10 år. Danmark har således forpligtet sig til at

udarbejde en national strategi og handlingsplan for den biologiske mangfoldighed – både på land og i havet – som skal være under implementering i 2015, samt at udfase eller ændre alle incitamenter og støtteordninger, som skader den biologiske mangfoldighed inden 2020.

Hvis 2020-målet ikke skal blive lige så stor en fiasko som 2010-målet, er det nødvendigt med et fagligt forarbejde. Her er det afgørende, at politikerne indser, at den udbredte selvforståelse af, at vi er et af verdens bedste lande, hvad angår bevarelse af biodiversitet, er usand.

Vores viden om de naturelementer og de tiltag, der har størst betydning for den biologiske mangfoldighed, er spredt og mangelfuld. Denne viden er nødvendig for at kunne prioritere indsatsen, der hvor den gavner biodiversiteten mest.

For at samle den eksisterende viden og give de bedst mulige bud på, hvad der skal til, gav Det Grønne Kontaktudvalg 42 af landets bedste specialister frie hænder til at udarbejde rapporten *Danmarks natur frem mod 2020 – om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed*, hvis udgivelse er blevet mulig gennem generøs støtte fra Aage V. Jensen Naturfond, som vi skylder stor tak.

Rapporten er i tre dele:

Første del består af introduktion og en række baggrundsartikler, som sætter scenen for dansk biodiversitet og biodiversitetsforvaltning.

Anden del er en faglig gennemgang af, hvad der skal til, for at biodiversiteten ikke alene kan sikres, men også trives bedre i en lang række naturtyper. For at lette overblikket, bringes alle konkrete forslag til forvaltningstiltag i punktform.

Tredje del er en samfundsaglig fremstilling af, hvilke virkemidler, der kan tages i anvendelse for at nå disse målsætninger, så 2020-målene fra Nagoya kan nås, samt et oplæg til en faglig prioritering af indsatsen.

Rapportens formål er at bidrage til, at naturen opprioriteres og naturforvaltningen kvalificeres i Danmark. Rapporten anviser, hvad der skal til for at standse nedgangen for biodiversiteten og vende udviklingen til fremgang for den danske natur. Vurderingerne er baseret på praktiske erfaringer med at forbedre biodiversiteten kombineret med den tilgængelige dokumentation.



Det Grønne Kontaktudvalg mener, at det er et langt mere kvalificeret grundlag end det, som naturforvaltningen i Danmark i dag baseres på.

Hvert kapitel rummer en række konkrete bud på de mest nødvendige tiltag for at sikre fremtidens biodiversitet i Danmark og dermed leve op til nationale målsætninger og internationale lovgivning. Der sættes også fokus på Danmarks meget store 'fodaftryk' på natur og biodiversitet i de lande, vi samarbejder med og køber ressourcer i.

På baggrund af rapporten konkluderer Det Grønne Kontaktudvalg:

- Naturen skal have mere plads. Det er en afgørende forudsætning for en levedygtig og mangfoldig natur, så arter og processer kan opretholde sig selv. Store sammenhængende naturarealer vil give bedre overlevelsesmuligheder for den eksisterende biodiversitet og samtidig gøre den mere robust overfor de forventede klimaændringer. Dette var også konklusionen i Wilhjem-udvalgets rapport fra 2001. Det kan blandt andet opnås ved at fremme ekstensiv landbrugsdrift, naturpleje og tage landbrugsarealer ud af drift, som i realiteten er underskudsgivende.
- Sjældne og truede arter er sjældne og truede, fordi de stiller særlige krav til levestedet og derfor er sårbare. Der skal således en specifik og målrettet indsats til for at sikre deres fortsatte eksistens. Man hjælper ikke den mest truede biodiversitet med svage nationalparker, næringsstoffokuserede vandmiljøprojekter, tilfældig skovrejsning og andre generelle indsatser. Derimod er udmøntningen af Natura 2000-planerne afgørende.
- Forvaltning af den truede biodiversitet egner sig ikke til kompromisser. Derimod kræves visioner og ambitioner. Hvis der er fire betingelser for, at biodiversiteten i et område kan trives, så får man ikke nødvendigvis den halve effekt ved at efterleve de to, men ofte ingenting. Men gør man en målrettet indsats, vil positive resultater hurtigt vise sig.
- Bevarelse af den mest sårbare, sjældne og truede biodiversitet lader sig vanskeligt forene med produktionsøkonomiske interesser i driften af levestederne. Normalt kræves så stor hen-

syntagen til naturværdierne, at arealerne enten bør sikres med stærke fredninger eller forvaltes af offentlige myndigheder eller ejere, hvis hovedformål med ejerskabet er naturforvaltning.

- Det er en betydelig barriere, at der mangler viden om og overvågning af den danske natur og biodiversitet samt effekten af den måde naturen forvaltes på. Der er således hårdt brug for naturforvaltere med såvel biologisk som praktisk baggrund lokalt og nationalt.

Budskabet er i princippet enkelt: Vi skal have naturen tilbage. Folketinget og regeringen skal give det høj politiske prioritet at udvikle nye troværdige politiske mål, der sikrer en effektiv beskyttelse af biodiversiteten – vores naturkapital.

Et af de mest afgørende løfter fra den nye regering – set med de grønne organisationers øjne – er derfor, at der nu kommer en Naturplan Danmark med konkrete virkemidler for beskyttelse, forvaltning og genopretning af den danske natur. Kun ved en langsigtet og politisk holdbar plan kan vi få vendt tilbagegangen i biodiversiteten til en rigere og mere mangfoldig natur i Danmark.

Her er det afgørende, at også landbruget spiller med, fordi landbrugsindustrien kommer til at omlægge jord til naturformål for at få Naturplan Danmark til at fungere. Det spiller derfor en stor rolle, at regeringen anerkender, at det intensive landbrug lægger beslag på en for stor del af det danske landskab og belaster natur og miljø alt for meget – på land såvel som i havet.

På trods af manglerne i vores viden om status og udvikling af biodiversiteten, ved vi godt, hvad de overordnede problemer er, og de grønne organisationer i Danmark håber med denne rapport at have ydet et væsentligt bidrag til at udstikke retningen for indsatsen. Løsningerne er trods alt tilstrækkeligt belyste til, at myndighederne kan gå i gang. Derfor er det først og fremmest handling, vi mangler.

Vi ser frem til, at der nu handles konkret og målrettet for at sikre Danmarks natur plads og sammenhæng.

Ella Maria Bisschop-Larsen
*præsident i Danmarks Naturfredningsforening
formand for Det Grønne Kontaktudvalg*

Ny strategi - ny kurs

Om resultatet fra COP 10 i Nagoya

Ann Berit Frostholt

Natur og Plan, Danmarks Naturfredningsforening

Institut for Miljø, Samfund og Rumlig Forandring (ENSPAC), Roskilde Universitet

Revideret global biodiversitetsstrategi gælder til 2020

Ved den store COP 10 biodiversitetskonference i Nagoya i Japan i oktober 2010 vedtog verdens lande en strategisk køreplan for implementering af Biodiversitetskonventionen, som har til formål at rette op på den manglende fremdrift i konventionens udmøntning. Ingen nation havde forud for COP 10 indrapporteret, at tabet af biodiversitet¹ var standset (Prip m.fl. 2010), hvilket var parternes målsætning frem mod 2010. Der var derfor behov for en revision af den globale biodiversitetsstrategi for 2002-2010.

I det følgende stilles skarpt på den nyligt vedtagne globale strategiske plan for biodiversitet 2011-2020 og Aichi-biodiversitetsmålene² (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010), og hvad Danmark i den forbindelse er forpligtet til at gennemføre nationalt.

Det vedvarende tab af biodiversitet og årsagerne hertil, der er beskrevet i GBO (2010), er omdrejningspunktet for den nye strategiske plan. Planen består af en vision og en mission – også kendt som 2020-målet gengivet i Boks 1 – samt de 20 Aichi-biodiversitetsmål oplyst i Boks 2.

Den nye strategiske plan indeholder – modsat den forudgående strategi – klare tidsfrister og er generelt mere konkret og handlingsorienteret i målsætningerne (se evt. CBD 2010). Hovedparten af de 20 biodiversitetsmål skal senest udmøntes i 2020, mens enkelte allerede har frist i 2015. Tilsammen danner vision, mission og biodiversitetsmål en fleksibel ramme for parternes videre udmøntning af konventionen.

1 Ifølge Biodiversitetskonventionen er biodiversitet defineret som "Mangfoldigheden af levende organismer fra alle kilder, herunder bl.a. terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske strukturer, de indgår i; dette omfatter mangfoldigheden indenfor de enkelte arter og mellem arterne samt økosystemernes mangfoldighed

2 Aichi henviser til den region, byen Nagoya er beliggende i, og hvor de 20 biodiversitetsmål er vedtaget

National udmøntning af Aichi-målene

Men hvad er det så for opgaver, som regering og folketing har ansvaret for at udmønte i Danmark i løbet af de næste tre til otte år? Første deadline er 2015. Her skal Danmark inden for rammerne af den globale strategiske plan med de 20 Aichi-mål have udarbejdet en ny effektiv og opdateret national strategi og handlingsplan for biologisk mangfoldighed, jf. Aichi-mål nr. 17. Begge dele skal tilpasses vilkårene i det enkelte land (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010). Danmark må her ses som en ressourcestærk nation med en ringe biologisk mangfoldighed set i forhold til potentialet (Ejrnæs m.fl. 2011, UN STATS 2011). Det må derfor forventes, at en revision af den nuværende biodiversitetsstrategi fra 2002 samt den nationale handlingsplan, der udløb i 2009, inddrager den nyeste viden om naturens tilstand i Danmark, og hvordan denne markant forbedres. Både strategi og handlingsplan skal være under implementering i 2015 og fungere som politiske værktøjer, der tages alvorligt i den politiske prioritering (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010).

Beskyt og genopret økosystemerne

Ved udarbejdelsen af en national strategi og handlingsplan skal beslutningstagerne lægge sig fast på, hvor stort et areal, der inden 2020 skal udlægges med en effektiv sikring af biodiversitet som hovedformål. På globalt niveau skal *mindst* 17 % af landarealet inklusive de ferske vandområder og 10 % af havarealet inklusiv kystområderne være sikret effektiv beskyttelse inden 2020, og andelen af beskyttet areal nationalt skal være tilpasset de regionale og nationale vilkår (jf. Aichi-mål nr. 11). Ifølge dette Aichi-mål skal udpegningerne ske med udgangspunkt i de naturområder, der er af størst betydning for arter, økosystemer og økosystemtjenester, de beskyttede områder skal være integreret i større hav-



Kirkeuglen er et eksempel på en art, der ikke er omfattet af internationale forpligtigelser, men alligevel er i fare for udryddelse i Danmark. Tidligere ynglede der formentlig flere tusinde par her i landet, men siden er arten gået stærkt tilbage, så vi nu kun har omkring 50-60 par. Den lever nu formentlig kun i Jylland, primært i Himmerland. Den store tilbagegang skyldes især intensiveringen af landbruget med stærkt reducerede græsarealer, hvor ugleerne kan finde deres føde. Kirkeuglen kan meget vel blive den næste fugleart, der forsvinder helt fra den danske fauna, hvis ikke der gøres en aktiv indsats for at forbedre dens levevilkår. Foto: Henrik Bringsøe.

og landskaber, og alle økosystemtyper skal være repræsenteret. Hertil kommer, at økosystemer, som leverer essentielle tjenester til vores samfund, skal genoprettes (jf. Aichi-mål nr. 14), ligesom 15 % af de forringede økosystemer skal genoprettes inden 2020 og derved bidrage til mere robuste økosystemer, kulstoflagring og klimatilpasning (jf. Aichi-mål nr. 15).

Der er således en stor opgave i at sikre, at de rigtige arealer beskyttes til lands og til vands, og at beskyttelsen er effektiv set i forhold til det overordnede formål. I lyset af den ringe naturtilstand og de udfordringer, der knytter sig til en forbedring af denne, bl.a. dokumenteret af Meltofte (2010) og Ejrnæs m.fl. (2011), kan der stilles spørgsmålstejn ved, om det areal, der i dag er omfattet af beskyttelsesbestemmelser og ikke mindst kvaliteten af disse beskyttelsesbestemmelser, er tilstrækkelige til at opfylde målet om stop for tabet af biodiversitet.

Tabet af arter skal nedbringes

Parterne forpligtes ved Aichi-mål nr. 12 til senest i 2020 at have forebygget udryddelsen af kendte truede arter og at have sikret, at beskyttelsesstatus er opretholdt og forbedret for alle ar-

ter³, dog særligt for de arter som har oplevet størst tilbagegang (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010). Der skal derfor iværksættes initiativer, som målbart forbedrer forholdene for de ca. 1835 kendte arter, der ifølge DMU (2010) optræder som truede eller sårbare på den danske Rødliste.

Det hænger nært sammen med at løfte opgaven i Aichi-mål nr. 5, ifølge hvilket Danmark skal "Som minimum halvere – og så vidt muligt fuldstændig standse – hastigheden, hvormed tabet af naturlige levesteder⁴ sker, og samtidig sørge for en betydelig reduktion i forringelsen og opsplitningen af de naturlige levesteder inden 2020" (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010).

Forbedringer i arternes beskyttelsesstatus er også tæt forbundet med bekæmpelse af invasive arter. Her skal Danmark inden 2020 have identificeret alle invasive arter og deres spredningsveje, og de invasive arter skal enten være udryddet eller under kontrol baseret på en national prioritering (jf. Aichi-mål nr. 9).

3 Målsætningen gælder arter i alle økosystemtyper, også i havet og de ferske vande.

4 Naturlige levesteder skal her forstås som reelle levesteder og ikke begrænses til teoretisk definerede naturtyper

Boks 1. The Mission of the strategic plan

"Take effective and urgent action to halt the loss of biodiversity in order to ensure that by 2020 ecosystems are resilient and continue to provide essential services, thereby securing the planet's variety of life, and contributing to human well-being and poverty eradication. To ensure this, pressures on biodiversity are reduced, ecosystems are restored, biological resources are sustainably used, and benefits arising out of utilization of genetic resources are shared in a fair and equitable manner; adequate financial resources are provided, capacities are enhanced, biodiversity issues and values mainstreamed, appropriate policies are effectively implemented, and decision-making is based on sound science and the precautionary approach" (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010, s. 8).

Den strategiske plans mission adskiller sig fra 2010-målet ved at forpligte til hurtige og effektive skridt til at stoppe tabet af biodiversitet med henblik på at sikre robuste økosystemer og fortsat levering af økosystemtjenester. 2010-målet forpligtede 'kun' parterne til en effektiv og sammenhængende implementering af biodiversitetskonventionens tre mål med henblik på at opnå en mærkbar reduktion i den hastighed, hvormed den biologiske mangfoldighed forsvinder.

Værktøjskassen 1 – synliggør værdierne

Redskaberne til at sikre og genoprette biodiversiteten er blandt andet angivet i Aichi-mål nr. 2. Her forpligtes Danmark til at indarbejde værdier ved biodiversitet i de nationale og lokale planlægningsprocesser og i det nationale regnskab inden 2020 (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010). Det kan fx imødekommes ved mindre ændringer i miljøvurderingslovgivningen, en skærpelse af administrationspraksis inden for samme område, og ved indførelse af TEEB-tilgangen⁵ i forbindelse med udarbejdelse af finansloven og eventuelt også de kommunale budgetter og regnskaber.

Værktøjskassen 2 – udfas skadelige incitamenter

Også Aichi-mål nr. 3 angiver en klar vej til forbedring af den biologiske mangfoldighed, idet Danmark her forpligter sig til at eliminere, udfase eller omdanne alle incitamenter og støtteordninger, som direkte eller indirekte skader den biologiske mangfoldighed med henblik på at minimere de negative effekter inden 2020, mens positive incitamenter og støtteordninger sideløbende skal udvikles og anvendes. Målet har vidtrækkende konsekvenser eksempelvis for anvendelsen af støtteordninger i forbindelse med landbrug og skovbrug og kalder på et eftersyn af et bredt udsnit af lovgivningen for at sikre, at udmøntningen heraf som minimum ikke fører en negativ påvirkning af biodiversiteten med sig, men naturligvis gerne bringes til at understøtte og forbedre denne.

Værktøjskassen 3 – minimer forureningen og juster driften

Arealer med landbrug, skovbrug og akvakultur skal forvaltes bæredygtigt senest i 2020, så biodiversiteten sikres, jf. Aichi-mål nr. 7. 2020 er også deadline for at bringe forureningen – også med næringsstoffer – ned på niveauer, der er uskadelige for økosystemernes funktioner og den biologiske mangfoldighed som helhed (Aichi-mål nr. 8). Beslutningstagerne står derfor overfor et nødvendigt opgør med velkendte driftsformer i både landbrug og skovbrug, hvor dyrkning af monokulturer på store flader, fortsat dræning, overgødskning og brug af sprøjtegifte er velkendte årsager til tab og forringelse af biodiversitet (Ejrnæs m.fl. 2011).

Aichi-mål nr. 7 og 8 er således ikke blot rettede mod særlige naturbeskyttelsesområder, men også hverdagslandskaberne, arealerne hvor den biologiske mangfoldighed ikke har højeste prioritet i form af arealreservationer til naturområder og lignende. På havet skal der indføres genopretningsplaner for arter, hvor bevaringsstatus er ringe, herunder også arter der anvendes til konsum, og fiskeriets negative effekter på truede arter og sårbare økosystemer skal være ophørt i 2020 (jf. Aichi-mål nr. 6).

Værktøjskassen 4 – forankring i befolkningen

For at sikre at et sådant kursskifte bæres igennem og fastholdes på sigt, er det helt centralt, at der er forståelse og opbakning i alle dele af samfundet. Parterne har derfor forpligtet sig til at sikre, at befolkningen er bekendt med værdierne ved biodiversitet og de skridt, den enkelte kan tage for at bevare og bæredygtigt bruge biodiversitet (UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010).

Aftalen forpligter

Men hvor bundet er Danmark egentlig af den strategiske plan og Aichi-målene? Danmark ratificerede Biodiversitetskonventionen i 1993 og forpligtede sig fra da af til at udmønte konventionen på dansk territorium inklusiv diverse senere tillæg og beslutninger fra partskonferencerne. EU tiltrådte samtidig Biodiversitetskonventionen, som ifølge Pagh (2007) derfor er gældende lov for Danmark, uanset eventuel manglende implementering nationalt eller i EU. Klare og præcise forpligtelser i konventionen og de deraf følgende aftaler og beslutninger vil have direkte retsvirkning i medlemsstaterne, også i Danmark (se kapitel 3.3).

Den danske stat kan således vælge at udmønte hele eller dele af konventionen via EU-regler og kan retmæssigt hævde at gøre dette på de områder, hvor EU-regler i tilstrækkelig grad er udmøntet i Danmark. Intet hindrer dog den danske stat i at tage initiativer til udmøntning af konventionen ud over det niveau, som gennemføres i EU-regi, og så længe EU-lovgivningen ikke omfatter alle dele af den biologiske mangfoldighed, som findes i Danmark, ja så er staten forpligtet til at udmønte konventionen for de dele, som ikke varetages via EU. Med andre ord: Danmark er forpligtet til at beskytte og genoprette de levesteder og arter, som eksempelvis optræder på den danske Rødliste, men ikke findes på Habitatdirektivets bilag.

Ingen garanti for hurtige resultater

Danmark har påbegyndt implementeringsopgaven ved at underskrive protokollen om adgang til og lige fordeling af goderne ved brugen af genetiske ressourcer den 23. juni 2011, hvilket udmønter Aichi-mål nr. 16, og arbejdet med revision af den nationale

⁵ TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity, se evt. www.teebweb.org.

Boks 2. De 20 Aichi-biodiversitetsmål

Kilde: Naturstyrelsens oversættelse i Biodiversitet – en folkesag. Debatoplæg om beskyttelsen af biodiversiteten. Miljøministeriet, 2011.

Delmål 1: Senest i 2020 er befolkningen bekendt med de værdier, der knytter sig til biologisk mangfoldighed, og de skridt de kan tage for at beskytte og udnytte biodiversitet bæredygtigt.

Delmål 2: Senest i 2020 er værdien af biologisk mangfoldighed integreret i nationale og lokale udviklings- og fattigdomsbekæmpelsesstrategier og planlægningsprocesser og er på passende vis under indarbejdelse i de nationale regnskaber og rapporteringssystemer.

Delmål 3: Senest i 2020 er incitamenter og støtteordninger, som er skadelige for biologisk mangfoldighed elimineret, udfaset eller omdannet med henblik på at minimere eller undgå negative effekter, og positive incitamenter for beskyttelse og bæredygtig brug af biodiversitet er udviklet og anvendt i overensstemmelse og harmoni med Biodiversitetskonventionen og andre relevante internationale forpligtelser under hensyn til nationale socio-økonomiske tilstande.

Delmål 4: Senest i 2020 har regeringer, erhvervsliv og interessenter på alle niveauer taget skridt til at opnå eller har implementeret planer for bæredygtig produktion og forbrug og holdt effekterne af forbrug af naturressourcer godt inden for de økologiske grænser.

Delmål 5: I 2020 er tabet af alle naturlige levesteder herunder skove som minimum halveret og hvor muligt bragt tæt på nul og degradering, og fragmentering er betydeligt reduceret.

Delmål 6: I 2020 er alle bestande af fisk, hvirvelløse dyr og vandplanter forvaltet og udnyttet bæredygtigt, lovligt og gennem økosystembaserede metoder, så overfiskeri undgås. Genopretningsplaner og målsætninger er på plads for alle forringede arter, fiskeri har ingen betydende negativ effekt på truede arter og sårbare økosystemer, og fiskeriets effekt på bestande, arter og økosystemer er inden for sikre økologiske grænser.

Delmål 7: I 2020 er arealer med landbrug, skovbrug og akvakultur forvaltet bæredygtigt, så beskyttelse af biologisk mangfoldighed sikres.

Delmål 8: I 2020 er forurening, herunder også overskud af næringsstoffer, bragt til niveau, der ikke er skadelige for økosystemfunktioner og biologisk mangfoldighed.

Delmål 9: I 2020 er invasive arter og deres spredningsveje identificerede og prioriterede, prioriterede arter er under kontrol eller udryddet, og indsatser for forvaltning af spredningsveje er på plads med henblik på at forebygge invasive arters introduktion og etablering.

Delmål 10: I 2015 er de forskellige typer pres fra menneskelige aktiviteter på koralrev og andre sårbare økosystemer påvirket af klimaforandring eller havforsuring minimeret med henblik på at bevare deres integritet og funktioner.

Delmål 11: I 2020 er mindst 17 % af landarealet inkl. ferskvandsområder samt 10 % af havarealet og kystområderne, især områder som er særligt vigtige for biologisk mangfoldighed og økosystemtjenester, beskyttet gennem effektivt og ligeligt forvaltede, økologisk repræsentative og velforbundne systemer af beskyttede områder og andre effektive områdebaserede foranstaltninger. De er integrerede i bredere hav- og landskaber.

Delmål 12: I 2020 er udryddelsen af kendte truede arter forebygget og deres beskyttelsesstatus, særligt for arter med størst tilbagegang, er forbedret og opretholdt.

Delmål 13: I 2020 er den genetiske mangfoldighed hos de dyrkede planter og hos husdyr og deres vildtlevende slægtninge, herunder hos socio-økonomisk og kulturelt værdifulde arter, bevaret, og strategier for minimering af genetisk erosion og beskyttelse af deres genetiske variation er udviklet og implementeret.

Delmål 14: I 2020 er økosystemer, som yder grundlæggende tjenester herunder tjenester relateret til vand, og bidrager til sundhed, levebrød og trivsel, genoprettet og beskyttet under hensyntagen til kvinder, oprindelige og lokale samfund samt fattige og sårbare mennesker.

Delmål 15: I 2020 er økosystemernes robusthed og bidraget fra biodiversitet til kulstoflagring øget gennem bevaring og genopretning, der indbefatter genopretning af mindst 15 % af de forringede økosystemer, og bidrager derved til minimering af klimaforandringerne og til klimatilpasning samt bekæmpelse af ørkenspredning.

Delmål 16: I 2015 er Nagoya-protokollen om adgang til genetiske ressourcer og ligelig fordeling af udbyttet derfra trådt i kraft og operationel i overensstemmelse med national lovgivning.

Delmål 17: I 2015 har hver part udarbejdet, vedtaget som politisk instrument og påbegyndt implementering af en effektiv, partipartisk og opdateret biodiversitetsstrategi og handlingsplan.

Delmål 18: I 2020 er oprindelige folks og lokale samfunds traditionelle viden, opdagelser og metoder til beskyttelse og bæredygtig udnyttelse af biologisk mangfoldighed og deres traditionelle udnyttelse af biologiske ressourcer respekteret i overensstemmelse med national lovgivning og relevante internationale forpligtelser, og fuldt integreret og reflekteret i implementeringen af konventionen med fuldstændig og effektiv deltagelse af oprindelige folk og lokale samfund på alle relevante niveauer.

Delmål 19: I 2020 er den videnbase og de teknologier, der relaterer sig til biologisk mangfoldighed, værdien af biologisk mangfoldighed, funktioner, status og trends, og konsekvenserne af biodiversitetstab, forbedret, fordelt bredt, overført og anvendt.

Delmål 20: Senest i 2020 skal mobiliseringen af finansielle ressourcer fra alle kilder og i overensstemmelse med den konsoliderede og besluttede proces i strategien om ressourcemobilisering øges væsentligt fra det nuværende niveau for effektivt at implementere den strategiske plan for 2011-2020. Dette mål vil blive genstand for ændringer afhængigt af vurderinger af ressourcebehovet, som skal udvikles og rapporteres af parterne.



Den sjældne og fredede orkide fruesko i Rold Skov.

biodiversitetsstrategi blev påbegyndt gennem en indledende høring, der udløb ultimo oktober 2011.

Af UNEP/CBD/COP/DEC/X/5 (2010) om implementering af konventionen og den globale strategiske plan fremgår ingen virkemidler, som for alvor sikrer fremdrift i udmøntning af de mange gode mål i den globale strategi. Via den 5. landerapport, som skal aflægges til biodiversitetskonventionens sekretariat inden udgangen af marts 2014, gøres status over implementeringen af den strategiske plan om biodiversitet 2011-2020 og Aichi-biodiversitetsmålene (UNEP/CBD/COP/DEC/X/10 2010). Her vil det vise sig, om der i dag er politisk vilje til at ændre kurs for den biologiske mangfoldighed.

Referencer

CBD 2010: Strategic Plan 2002-2010. <http://www.cbd.int/sp/2010/>
 DMU 2010: Den danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe>
 Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baatrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011: Danmarks Biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
 GBO 2010: Global Biodiversity Outlook 3. – Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Meltofte, H. (red.) 2010: Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. – Det Grønne Kontaktudvalg.

Pagh, P. 2007: Fortolkning og implementering af den overordnede regulering om biodiversitetsmålene. Side 41-50 i Høring for Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg om Biodiversitet 2010 – hvordan når vi målene? – Redigeret udskrift og resumé af høring i Landstingssalen, Christiansborg, den 15. maj 2007.

Prip, C., T. Gross, S. Johnston & M. Vierros 2010: Biodiversity Planning: an assessment of national biodiversity strategies and action plans. – United Nations University Institute of Advanced Studies, Yokohama, Japan.

UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010: United Nations Environment Programme, Convention on Biological Diversity, Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its tenth meeting, Nagoya, Japan, 18-29 October 2010. Decision X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets.

UNEP/CBD/COP/DEC/X/5 2010: United Nations Environment Programme, Convention on Biological Diversity, Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its tenth meeting, Nagoya, Japan, 18-29 October 2010. Decision X/5. Implementation of the Convention and the Strategic Plan.

UNEP/CBD/COP/DEC/X/10 2010: United Nations Environment Programme, Convention on Biological Diversity, Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its tenth meeting, Nagoya, Japan, 18-29 October 2010. Decision X/10. – National Reporting: review of experience and proposals for the fifth national report.

UN STATS 2011: UN statistics on GDP per capita. <http://unstats.un.org/unsd/demographic/products/socind/inc-eco.htm>

Naturens værdi

Peder Agger

Institut for Miljø, Samfund og Rumlig Forandring, Roskilde Universitet

Naturen er fælles, noget der er større end mennesket og samtidig en del af vores fælles livsgrundlag. Den har hermed umådelig betydning og værdi. I det markedsorienterede og pengeøkonomiske samfund er vi vænnet til, at værdi er noget, der opregnes i penge. Det er bl.a., hvad de to efterfølgende kapitler handler om. Uden at ville underkende den økonomiske tilgangs indlysende berettigelse i den konkrete gennemførelse af naturpolitik, vil der nedenfor alligevel blive anlagt en bredere synsvinkel. Det er nemlig langt fra alt, der dækkende kan gøres op i kroner og ører, fx hverken viden, sanselighed eller glæde. Da vi som borgere ikke kun agerer på baggrund af økonomiske overvejelser, men både stemmer med hjernen og hjertet, er det vigtigt også at se på naturens værdi i denne brede betydning.

Værdi er en kvalitet ved det, der på en eller anden måde har betydning for nogen. Ofte er der tale om brugsværdi. Fx er (en del af) skovens værdi, at den kan producere tømmer, og engens værdi, at der kan avles kvæg på den og dermed produceres kød og mælk. Brugsværdi er med andre ord den nytte, en person kan få af fænomenet, og denne værdi kan ses i forhold til den pris, som (for)brugeren har betalt for at opnå brugsretten.

Naturens brugsværdi ligger i dens evne til at skaffe os føde, byggematerialer, fibre og lægemidler. Til den direkte nytteværdi kan lægges den indirekte nytte – de understøttende funktioner, som fx planteavleren kan have af, at vilde insekter sørger for bestøvningen af nytteplanter, og i det hele taget den nytte som består i stoffernes naturlige omsætning og kredsløb.

Brugen behøver dog ikke kun at have en rent (mad)nyttig karakter. For mange er naturens æstetiske værdi fremtrædende, som det fx kan aflæses af den villighed, hvormed huskere betaler for husets nærhed til skov og strand. Også mange andre former for brug end beboelse, fx friluftsliv er stærkt forbundet med oplevelse af naturens æstetiske kvaliteter. Det gælder, hvad enten turen sker til fods, på cykel eller i liggestol, med eller uden madkurv, gevær eller kikkert. Den æstetiske værdi kan findes i næsten alt

lige fra insektets sammensatte øje til blomsterengen og hele landskabets herlighed, hvor sammenføjes af kultur og natur med skovbryn, bakker, gravhøje og bondegårde kan gå op i en højere kulturlandskabelig helhed. Ud fra en stor spørgeskemaundersøgelse af befolkningens holdninger og ønsker til Danmarks natur kunne det da også konkluderes, at den spiller en stor rolle for den rekreative udfoldelse, for oplevelser og for opfyldelse af en række fysiske og sociale behov, ligesom den indgår som en vigtig del af socialiseringsprocesserne i samfundet (Kaa & Madsen 2002).

Affødt af brugsværdien og de æstetiske værdier ved natur og (kultur)landskab har det for mange mennesker betydning, at en nyttig og smuk natur kan gives videre til vores efterkommere. Vi taler her om det, der kaldes testamentarisk værdi. Tankemønsteret er kendt fra bondesamfundet, hvor begrebet om den gode husbond, der efterlader sin søn gården i lige så god eller bedre stand, end den han selv overtog den fra sine forældre. Tilsvarende ligger der i begrebet om bæredygtig udvikling en betydning af værdien i en adfærd, der sikrer, at vore efterkommere har lige så gode muligheder for at opfylde deres behov, som vi har haft for at opfylde vores. Den testamentariske værdi kan både være bundet til brugsværdi, æstetisk værdi, glæde og engagement eller måske beslutningstagerens udtrykte ønske om, at naturen og samfundet skal fortsætte. – For når landskabet forandres, kan det også være noget af en selv, der forandres eller forsvinder. Noget af den testamentariske værdi kan dermed udspringe af en oplevelse i mere eksistentiel forstand, som naturen kan have for den enkeltes identifikation af sig selv som menneske, som biologisk væsen og element i evolutionen.

Man kan hævde, at naturen har en iboende (intrinsisk) eksistensværdi, dvs. at det uanset ethvert menneskeligt formål er en værdi, at den er der, også når vi vender ryggen til. Heroverfor kan hævdes, at vi aldrig vil kunne finde frem til nogen tings egenværdi, fordi vores iagttagelser, kommunikation og værdiforestillinger altid vil være farvet af den kultur, vi er en del af. Vi ser så at sige



I den politiske verden skal hensyn til forskellige værdier ofte finde en balance, fx mellem nytte og æstetik. Fisketiv eller fortidsfugl?
Johannes Larsen: Skarver på bundgarnspæle, oliemaleri fra 1922.

på verden gennem nogle kontaktlinser. Vi ser dem ikke, men de farver alt, hvad vi ser.

Delvist overlappende med hensynet til identifikation er værdien af naturen som genstand for uddannelse og forskning. Da netop videnskaben traditionelt er en vigtig stemme i diskussionerne om naturens forvaltning, kan vi her lade videnskabelig værdi stå som en selvstændig værdikategori. Den videnskabelige udvikling er afgørende for den nytte, vi kan have af naturen, ligesom den er det for udviklingen af en hensigtsmæssig beskyttelse af de andre værdier, den tillægges.

Som den sidste af de fem værdikategorier, der skal nævnes her, er der den åndelige værdi, der i vores kultur helt overvejende henviser til opfattelsen af en gud, der har skabt verden. Selvom den kristne verdensopfattelse i sammenligning med andre udmærker sig ved, at en meget stor del af naturen overlades til menneskets forvaltning, så har den dog som del af skaberværket en særlig værdi og krav på hensyn. I sin bog *På kant med klodens klima* argumenterer teologen Ole Jensen (2011) for, at det er nødvendigt at ændre natursyn: "Det går ikke længere an blot at betragte naturen som værende til for os mennesker. Og det går ikke an fortsat at mene, at vi har lov til at gøre med den, hvad vi kan komme af sted med uden skade på os selv. Den er også til i sin egen ret."

Til samme kategori kan for de fleste praktiske formål også henregnes den form for fundamental økologisk tænkning, der svær-

ger til, at 'nature knows best'. Det er i tillid til, at evolutionen gennem årmillioner har afprøvet så mange muligheder, at den nok allerede har fundet de bedste løsninger, og at det derfor er klogt at afstå fra indgreb, hvis konsekvenser man ikke med sikkerhed kan overskue. I begge tilfælde forlenes naturen med en vis helighed. Dertil kommer, at mange mennesker føler sig forbundet med naturen lidt på samme måde som til et barndomshjem. Om ikke før så er vi med skaberværket, naturens visdom og menneskets følelse af naturforbundethed på vej ind i en diskussion, der kræver en præcisering af begrebet natur.

Natur

I et forsøg på at skabe overblik har filosofen Hans Fink (2002) argumenteret for, at der er mange forskellige naturopfattelser i omløb dels i samfundet dels i hovedet på hver enkelt af os. Han opregner syv forskellige, som kan være gode at få forstand af:

1. 'Naturen som det uberørte' er forestillingen om naturen som uberørt af menneskehånd. Naturen er derved kulturens modsætning. Selv om en sådan natur ikke længere findes, spiller den dog en rolle som ideal. Da uberørtheden kan gradbøjes, er graden af uberørthed et mål for objektets værdi.
2. 'Naturen som det vilde' går på forskellen mellem det dyrkede og det udyrkede. Den vilde natur er kulturlandskabets modsætning. Også den form for natur er svær at finde i Danmark,



Ofte blandes natur og kultur på en uventet og skøn måde. Her splitterter og hættemåger på Sprogø ved Storebæltsbroen. Foto: Lars Hansen, 2010.

men i dag dyrkede arealer kan tages ud af produktion. Naturen kan genoprettes.

3. 'Naturen som det landlige' er det åbne land. Naturen er byens modsætning. Når bymennesker er optimister på civilisationens vegne, siger Fink, fremstår landlivet som primitivt og naturbundet. Men når pessimismen breder sig, kan landlivet ses som ægte og i pagt med den fri natur.
4. 'Naturen som det grønne' opfatter naturen som det levende og evt. det lavteknologiske overfor det syntetiske og højteknologiske. Det grønne kan afgrænses til det bevoksede overfor det bebyggede areal. Eller det kan være de organiske materialer overfor de syntetiske.
5. 'Naturen som det fysiske' er det naturlovsbestemte, som naturvidenskaben kan udforske dvs. det materielle og energimæssige i alt. Naturen er, siger Fink, det objektivt foreliggende i modsætning til det subjektive, psykiske, symbolske, sociale og kulturelle.
6. 'Naturen som det jordiske' i modsætning til det himmelske, hinsidige og evige.
7. 'Naturen som det hele', verdensaltet, universet, det der er på hver side af enhver tænkelig grænse.

Etiske værdier udspringer i sidste ende af praksis. Det gælder også vores syn på naturen. Således kan vi forvente, at akademikere, landbrugere og byboere klumper sig sammen om hhv. det

første, andet og tredje af de nævnte natursyn. Men ikke kun, for hver af os rummer ofte dele af flere forskellige syn på en gang. Endvidere ser man ofte, at naturen er indvævet i den lokale samfundsstruktur, og naturen blandes med livets øvrige forhold. Naturen bliver på den måde på en gang et globalt og videnskabeligt fænomen, samtidigt med at det er et komplekst socialt og kulturelt fænomen. Derfor ses det ofte, at der opstår konflikter mellem det centrale, almene og videnskabelige natursyn og det lokale ofte konkrete nytteorienterede (Svennevig & Clausen 2002).

Finks kategorier understøtter opfattelsen af, at vi i den almindelige naturdebat ofte snakker forbi hinanden uden at vide, at vi taler om forskellige ting, og uden at det ene kan siges at være mere rigtigt end det andet. Der er ingen absolut sandhed, om hvad naturen er, men mere eller mindre sandfærdige udsagn om, hvilken værdi naturen har for den ene eller anden. Da vi således hverken kan overlade det til videnskaben eller til økonomien at afgøre, hvilken værdi naturen har for (hver af) os, er der ikke andet at gøre end at drøfte det i en forhåbentlig demokratisk dialog.

Det er de første tre og til dels den fjerde, der er relevante i den foreliggende sammenhæng. I alle disse er det i varierende grad modstillingen mellem natur og kultur, der benyttes til afgrænsningen, og overordnet kan man skelne hhv. en produktiv og en rekreativ naturopfattelse.

Dette gør sig også gældende i det forsøg på indkredsning af biologisk naturkvalitet, som DMU udgav i 1999 (Nygaard m.fl.

1999). Her opereres med fire kriterier, som er graden af: vildhed, oprindelig, kontinuitet (i betydningen hhv. vedvarighed og fysisk sammenhæng) og autenticitet. Dvs. jo mere vildt(voksende), oprindelig, vedvarende og sammenhængende en naturlokalitet er og des mere autentisk des bedre. Da de fire forhold, som kriterierne angår, altid gør sig gældende, og da de hver især kan gradueres, er der tale om et ret elastisk, men også lidt vanskeligt operationaliserbart system, hvor fx en stump gammel uplejet oprindelig skov på Møns Klint kan være den ene yderlighed, og en nyklippet beplantning med indførte buske i en motorvejsudfletning er i den anden. Et femte pragmatisk kriterium, som kunne diskuteres, er begrebet sjældenhed. I hvert fald spiller det ofte en afgørende rolle i naturforvaltningsmæssige beslutninger, om der er sjældne evt. såkaldt rødlistede arter eller naturtyper på spil.

Hvor Finks kategoriseringer tjente til at advare mod frelst løsning, er DMU's kriterier gode til at indkredse, hvilke værdier naturforvaltere tillægger betydning i den natur, de er sat til at tage sig af. Natur er dog ikke kun biologisk naturkvalitet. Geonaturen, dvs. bølger og vind, bakker og dale, lys og mørke, hører også med og er baggrund for nogle af de værdier, den tillægges.

En anden komplikation er, at natur og kultur både i landskabet (og i vores hoveder) er blandet så grundigt sammen, at det i mange sammenhænge ikke længere er meningsfuldt at holde dem adskilt. Det kan derfor være mere praktisk at operere med begrebet landskab som betegnelse for det rum, der indeholder både et naturaspekt og et kulturaspekt. Naturaspektet består da af en biosfære og en geosfære, og kulturaspektet af en technosfære, dvs. de spor vi finder af menneskelig virksomhed, og en noosfære, dvs. de spor kulturen har sat i vores bevidsthed om bl.a. naturen og dens indretning. I forsøget på at indkredse, hvad det er naturforvalteren så arbejder med, har jeg engang været med til at foreslå naturbegrebet barberet ned til at være landskabets spontane aspekt (Tind & Agger 2003). Hertil vil jeg i dag vil bemærke, at da folk både er en del af problemet og en del af dets løsning, er en naturforvaltning, der ikke også tager hensyn til det, der ikke er spontant, dvs. borgerinddragelse, brugernes behov og tænkemåde samt landskabets kulturaspekt, ikke meget bevendt.

Værdi, etik og biologisk mangfoldighed

Biologisk mangfoldighed er en del af den biologiske naturkvalitet eller rettere kan være det. For som det vil fremgå af de efterfølgende kapitler, er den værdi, der omfatter brugsværdien og de

økologiske tjenesteydelser, langt fra proportional med mængden af arter – hverken de hjemmehørende eller de indførte. Filosofen Finn Arler satte sig opgaven at undersøge, hvad der findes af argumenter for at bevare den biologiske mangfoldighed. I sin disputats *Biodiversitet – videnskab, kultur, etik* (Arler 2009) endte han op med, at hverken den direkte eller indirekte brugsværdi, æstetikken, identifikationen eller videnskaben er nok til at forsvare alle de i dag eksisterende mangfoldige livsformer. En henvisning til arternes iboende værdi er her nødvendig.

Etik handler om de værdier, der hævdes at eksistere, og hvilke argumenter de kan understøttes med. Politik handler om at fordele værdierne. Naturpolitik er med andre ord et spørgsmål om, hvilke værdier vi tillægger naturen, med hvilke argumenter, og hvordan de deraf rejste hensyn vægtes og fordeles i samfundet, i landskabet og på kloden. Da etikken som tidligere nævnt afhænger af vores praksis, og da denne praksis ændres over tid i takt med samfundets ændringer fra bondesamfund til industrisamfund og servicesamfund, og i takt med teknologiudviklingen, urbaniseringen, globaliseringen og hvad der ellers følger med, må dialogen om naturen, hvad det er vi forstår ved den, hvilke værdier den tillægges, og hvordan de fordeles, fortsætte, så længe vi kerer os om vore omgivelser, os selv og vores efterkommere.

Referencer

- Agger, P., A. Reenberg, J. Læssøe & H.P. Hansen (red.) 2002: Naturens værdi – vinkler på danskernes forhold til naturen. – Gads Forlag.
- Arler, F. 2009: Biodiversitet – videnskab, kultur, etik. Del I-II. – Aalborg Universitetsforlag.
- Fink, H. 2002: Et mangfoldigt naturbegreb. Side 29-37 i P. Agger, A. Reenberg, J. Læssøe & H.P. Hansen (red.): Naturens værdi – vinkler på danskernes forhold til naturen. – Gads Forlag.
- Kaa, B. & L.M. Madsen 2002: Holdninger og ønsker til Danmarks natur. Side 229-247 i P. Agger, A. Reenberg, J. Læssøe & H.P. Hansen (red.): Naturens værdi – vinkler på danskernes forhold til naturen. – Gads Forlag.
- Jensen, O. 2011: På kant med klodens klima – Om behovet for et ændret natursyn. – Forlaget Anis.
- Nygaard, B., S. Mark, A. Baattrup-Pedersen, K. Dahl, R. Ejrnæs, J. Fredshavn, J. Hansen, J. Lawesson, B. Münier, P.F. Møller, M. Risager, F. Rune, J. Skriver & M. Søndergaard 1999: Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling. – Faglig rapport fra DMU nr. 285.
- Svennevig, I. & L.T. Clausen 2002: Naturen mellem lokal viden og videnskab. Side 111-125 i P. Agger, A. Reenberg, J. Læssøe & H.P. Hansen (red.): Naturens værdi – vinkler på danskernes forhold til naturen. – Gads Forlag.
- Tind, E. & P. Agger 2003: Friluftslivets effekter på naturen i Danmark. – Rapport udarbejdet for Friluftsrådet. Roskilde Universitetscenter.



Økosystemtjenester og biodiversitet

Tina Læbel

Det Økologiske Råd

Indledning

Mange mennesker har i det seneste århundrede opnået fordele som følge af forandringen af naturlandskabet til et kulturlandskab og af udnyttelsen af biodiversitet, men det er sket med stigende omkostninger i form af tab af biodiversitet og økosystemtjenester og med en forværring af levevilkårene for mange fattige, hedder det i en af nøglekonklusionerne i FN's store Millennium-vurdering af verdens økosystemer *Ecosystems and Human Well-Being, Biodiversity Synthesis* (MEA 2005a)

Det er ikke en vurdering af biodiversiteten i sig selv, der har været målet i vurderingen fra FN. Fokus er snarere på menneskers livskvalitet og koblingen mellem livskvalitet og økosystemer. Biodiversiteten er fundamentet i økosystemerne og defineres som variationer mellem alle levende organismer på økosystem-, arts- og genniveau i såvel det terrestriske som det ferske og marine vandmiljø. Biodiversiteten er således forudsætningen for de goder, vi kan hente, opleve eller få herfra. Det gælder bl.a. helt basale livsnødvendigheder som føde, rent drikkevand, fibre og træ.

I mange år har vores behov for disse nødvendigheder ført til ændringer i miljøet, men i ingen periode i menneskets historie har ændringerne været så omfattende og er forgået så hastigt som i de sidste halvtreds år, konstaterer FN i sin anden store Millennium-rapport *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis* (MEA 2005b). I den periode mere end seksdobles den globale økonomi, mens befolkningstallet fordobles til seks milliarder (fra 1960 til 2000), en vækst der sætter sig sine spor, så stort set alle Jordens økosystemer i dag er ændret dramatisk. Således blev der i de 30 år mellem 1950 og 1980 omlagt mere jord til landbrug end i de 150 år, der ligger mellem 1700 og 1850 (MEA 2005b).

Samtidig har den øgede fødevarerproduktion medført et stærkt forhøjet indhold af næringsstoffer i terrestriske og marine miljøer. I perioden voksede antallet af store dæmningsbyggerier også, så der i dag er mellem tre og seks gange så meget vand dæmmede op bag dæmninger, som der flyder frit i floder, åer og bække (MEA

2005b). Periodens liste over dramatiske ændringer i økosystemerne er lang og omfatter også koralrev, mangrover, klimaet og skovdækket. Langt de fleste forandringer har ført til et omfattende tab af biodiversitet.

Velfærd og økosystemtjenester

Den biologiske mangfoldighed er en forudsætning for vores velfærd og livskvalitet. Som nævnt ovenfor undersøger FN's Millennium-vurdering forbindelserne mellem menneskers livskvalitet (velfærd) og de tjenester, som økosystemerne leverer eller giver os. Der skelnes overordnet mellem fire økosystemtjenester: De forsynende som indeholder føde, drikkevand og tømmer; de regulerende som bl.a. regulerer klima, vand, luft, insektbestøvning og bekæmper skadedyr; de kulturelle som genererer æstetiske, spirituelle og rekreative goder; og endelig de opretholdende som understøtter de andre tjenester i form af næringsstofkredsløb, fotosyntese og jorddannelse.

Der er en stærk forbindelse mellem vores livskvalitet og de forsynende økosystemtjenester, og i den forbindelse konstaterer Millennium-vurderingen, at rigtig mange mennesker indirekte har nydt godt af ændringer i økosystemer, selv om det har betydet tab af biodiversitet. For foruden at brødføde flere og flere har overskuddet fra fiskeri, landbrug og skovbrug været afgørende for investeringer i industri og for økonomisk vækst. Men udviklingen er sket på baggrund af en homogenisering af de arter, der findes i de primære erhverv. Fx satser landbruget på få højt ydende sorter og ikke på mangfoldighed. Samtidig har det samfundsmæssige omkostninger, når én tjeneste optimeres; fx er det godt for bonnen at få et højere udbytte ved at gøde, men det er skidt for fiskeren, når fiskene forsvinder pga. forurening med næringsstoffer.

Af stor vigtighed for mange mennesker er de kulturelle tjenester fra økosystemerne. Mange kulturer tillægger udvalgte landskaber, gamle træer, en bakketop, floder eller naturskove specielle æstetiske, spirituelle eller religiøse værdier. I industrialiserede samfund

Tabel 1. Global status på forsynende, regulerende og kulturelle økosystemtjenester. + angiver, at den pågældende tjeneste er i fremgang, - at den er i tilbagegang, og +/- at der er fremgang på nogle områder og tilbagegang på andre.

Tjenester	Underkategori	Status	Note
Forsynende økosystemtjenester			
Føde	Afgrøder	+	Betydelig vækst i produktionen
	Husdyrhold	+	Betydelig vækst i produktionen
	Fiskeri, industri	-	Nedgang i produktion pga. overfiskning
	Vilde fødeemner	-	Nedgang i produktionen
	Akvakulturer	+	Betydelig vækst i produktionen
Fibre	Træ	+/-	Tab af skov i nogle regioner/vækst i andre
	Bomuld, silke, hamp	+/-	Nedgang i produktion af nogle/vækst i andre
	Brænde	-	Nedgang i produktionen
Genetiske ressourcer		-	Tab ved udryddelse, tab af arter i landbrug
Biokemikalier, naturmedicin, lægemidler		-	Tab ved udryddelse, overudnyttelse
Ferskvand		-	Ikke bæredygtig brug til drikkevand, industri, kunstvanding, andel af vandkraft uændret, men dæmninger udnytter energien bedre
Regulerende økosystemtjenester			
Luftkvalitet		-	Nedgang i atmosfærens evne til at rense sig selv
Klimaregulering	Globalt	+	Kilder til CO ₂ -binding siden 1950
	Regionalt og lokalt	-	Overvægt af negative påvirkninger
Vandregulering		+/-	Varierer afhængigt af økosystemændringer og lokalitet
Erosionsforebyggelse		-	Øgede jordbundsforringelser
Vandrensning og spildevandshåndtering		-	Nedgang i vandkvaliteten
Sygdomsregulering		+/-	Varierer afhængigt af økosystemændringer
Skadedyrsbekæmpelse		-	Naturlig kontrol svækket pga. pesticider
Bestøvning		-	Tilsyneladende fald i bestande af bestøvere
Naturkatastrofer		-	Tab af naturlige buffere (mangrove, vådområder)
Kulturelle økosystemtjenester			
Spirituelle og religiøse værdier		-	Hastigt fald i hellige naturområder og arter
Æstetiske værdier		-	Nedgang i kvantitet og kvalitet af naturområder
Rekreation og økoturisme		+/-	Flere arealer tilgængelige, men mange ødelagte

Tabel 2. Relationer mellem biodiversitet, økosystemer og økosystem-ydelser.

Biodiversitet	Økosystem ydelser og tjenester (eksempler)	Økonomisk værdi (eksempler)
Økosystemer (variation og udbredelse/areal)	<ul style="list-style-type: none"> • Rekreation, • Vandregulering • Kulstofopbevaring 	Skovbevarelse sparer atmosfæren for kuldioxid svarende til ca. 3,7 bio. US \$ om året
Arter (diversitet og rigdom)	<ul style="list-style-type: none"> • Føde, fibre, brænde • Design inspiration • Bestøvning 	Bestøvning med insekter bidrager hvert år med cirka 190 mia. US \$ til landbruget
Gener (variation og population)	<ul style="list-style-type: none"> • Medicinske opdagelser • Sygdomsresistens • Tilpasningskapacitet 	25-50% af et medicinsk marked på 640 mia. US \$ pr. år kommer fra genetiske ressourcer

tillægges fx parker i byerne stor værdi (MEA 2005a). De kulturelle værdier er dog meget svære at måle i kroner og ører (se kapitlerne 1.2 og 1.4), og derfor er der en tendens til, at de bliver overset. Det gælder lige bortset fra de dele af turisterhvervet, som sælger naturoplevelser – samt ejendomspriserne nær naturområder!

De regulerende tjenester har ligeledes stor indflydelse på vores livskvalitet, idet de stabiliserer de rammer, vi alle lever under. Det gælder fx vandkredsløbet. Langs mange tropiske kyster er mangroverne forsvundet, og det giver øget kysterosion og større risiko for oversvømmelser i forbindelse med tsunamier. I de sidste halvtreds år er skaderne fra oversvømmelser da også steget betydeligt (MEA 2005a). De regulerende tjenester er også svære at måle i kroner og ører, men intakte økosystemer udgør en betydelig værdi både som værn mod naturkatastrofer, klimaforandringer og som buffer mod fx invasive arter (MEA 2005a).

En biologisk forsikring

Tres procent af de økosystemtjenester (15 ud af 24; se Tabel 1), der er evalueret i FN's Millennium-rapport, er i tilbagegang eller bruges ikke bæredygtigt. Det gælder i høj grad for verdens fiskebestande og forsyning med ferskvand. Begge anses i dag for at være så overudnyttede (mindst 25% af de kommercielt udnyttede fiskebestande er overfiskede, og andre 50% er fuldt udnyttede), at de ikke kan vende tilbage til et bæredygtigt niveau. Men også økosystemtjenesterne fra bestøvning, evne til bekæmpelse af skadedyr, vandforsyning, regulering af luftkvaliteten, klimastabilitet lokalt og regionalt, naturrecreation og æstetiske kvaliteter er i tilbagegang. Kun fire økosystemtjenester vurderes at være i fremgang, hvoraf de tre er forsynde tjenester, nemlig afgrøder, akvakulturer og husdyrhold, men en øget produktion her kan dog nemt føre til en tilbagegang for andre økosystemtjenester pga. overgødskning, arealindvinding og adgang til vandressourcer.

Konsekvenserne af tab af økosystemtjenesterne for velfærd er kun lidt undersøgt. Alligevel er der adskillige eksempler på, at det skader samfund – rige såvel som fattige. Af de ca. 1,1 mia. mennesker, der lever for under 1 US\$ om dagen, bor ca. 70 % på landet (MEA 2005b). Her overlever de ved at have en mangesidet husholdning: små landbrug, indsamling af vilde planter, svampe, brænde, jagt og fiskeri. De er mere sårbare overfor ændringer i økosystemet end rige, fordi alternativer ikke kan købes, hvis brændslet forsvinder eller jagten forringes fx som følge af tømmerhugst. Samtidig er det ofte også dem, der mister rettighederne til resurserne, når regeringer giver tilladelse til fx havdambrug eller plantager – eller når europæerne nu pga. overfiskning i Nordatlanten fisker i de vestafrikanske have (MEA 2005b). For mange fattige er en rig biologisk mangfoldighed en 'biologisk forsikring'. Det betyder dog ikke, at rige samfund ikke også kan blive ramt. Fx betød overfiskeri et totalt kollaps i fiskeriet efter torsk ved Newfoundland i 1992 med tab af flere tusinde jobs (MEA 2005b). Opblomstring af en giftig alge ved de italienske kyster i 1989 gav ligeledes betydelige tab i turistindustrien og for havbrug (MEA 2005b).

Økonomi og økosystemtjenester

Arbejdet med at se på sammenhænge mellem biodiversitet, økosystemtjenester og velfærd er siden fulgt op af et andet større internationalt studie *The Economics of Ecosystem and Biodiver-*



Sommerfuglen det hvide c..

sity (TEEB 2010a), som bl.a. finansieres af Europa-kommissionen og FN's miljøprogram. Formålet er at vise, hvordan økonomiske koncepter og værktøjer kan hjælpe beslutningstagere i alle samfundslag med at indarbejde naturkapital i beslutninger, der vedrører biodiversitet og økosystemer. Det arbejde skal iflg. TEEB bl.a. være med til at kaste lys på to afgørende pointer, nemlig hvorfor velfærd og fattigdomsbekæmpelse er afhængige af opretholdelsen af et fortsat flow af ydelser og tjenester fra økosystemer, og hvorfor succesfuld miljøbeskyttelse må bero på sund økonomi, herunder en fair fordeling af både goder og tab i forbindelse med bevarelse og bæredygtig udnyttelse af naturens ressourcer.

TEEB slår fast, at flere analyser viser, at der er en stærk positiv økonomisk værdi i opretholdelsen af intakte økosystemer. Det gælder fx bevarelse af verdens skove. Hvis afskovningsraterne kan halveres inden 2030, kan det reducere udledningen af drivhusgasser med 1,5-2,7 GT CO₂ pr. år, svarende til en værdi af 3,7 bio. US\$, og så inkluderer beregningerne ikke engang en værdisætning af skovenes andre goder som føde, tømmer o.s.v. Ligeledes menes bestøvning hvert år at bidrage med cirka 190 mia. US\$ til landbruget, og genvariationer indenfor planteverdenen bidrager hvert år med 25-50 % til et medicinsk marked på ca. 640 mia. US\$ (se Tabel 2).

Snarere end at sætte en eksakt værdi på økosystemtjenester (og tab heraf) fremhæver TEEB, at de økonomiske værktøjer især

kan bruges til at vurdere konsekvenser ved ændrede praksisser fx i skovbrug, fiskeri og landbrug. De skønner, at fiskeriet i dag taber omkring 50 mia. US\$ årligt pga. store subsidier til industri-fiskeflåder samt dårlig regulering og svag håndhævelse af love og regler. Praksisser kan revurderes på lokalt plan, når alle økosystemtjenester identificeres. Fx sparer bønder og fiskere i det nordlige Vietnam betydelige udgifter til kystbeskyttelse, fordi lokalbefolkningen planter træer og beskytter mangroven. En investering på 1,1 mio. US\$ vurderes hvert år at spare ca. 7,3 mio. US\$ i kystbeskyttelse.

Penge i arter

Af særlig interesse for TEEB er erhvervslivets interaktioner med økosystemtjenester som beskrevet i *The Economics of Ecosystem and Biodiversity. Report for Business* (TEEB 2010b). Alle virksomheder er afhængige af og lægger et tryk på biodiversitet og økosystemtjenester. Fx er ferskvand et afgørende element i de fleste industriprocesser, medicinalindustrien er afhængig af genetiske ressourcer, landbrug og fødevarerproduktion er afhængige af bestøvning og skadedyrsbekæmpelse, skovbrug, savværker, trykkerier m.fl. er afhængige af forsyninger af træ og fibre, og turisterhvervet profiterer i høj grad på økosystemers kulturelle og æstetiske værdier, mens alle udvindingsindustrier som fx minedrift forstyrrer økosystemerne.

TEEB mener, at der i dag i erhvervslivet er en spirende interesse for en bæredygtig tilgang til naturressourcer, godt hjulpet på vej af befolkningens voksende bekymring for miljøproblemer. Det har bl.a. ført til en stærk vækst i markederne for 'øko-certificerede' fødevarer og skovbrugsprodukter, en efterspørgsel som kun forventes at stige i fremtiden. Markedet for certificerede landbrugsprodukter var i 2008 over 40 mia. US\$ og skønnes at nå helt op på 210 mia. US\$ i 2020 og 900 mia. US\$ i 2050 (TEEB 2010b). Salget af FSC-certificerede træprodukter er firedoblet mellem 2005 og 2007, og markedet for certificerede skovprodukter (FSC og PEFC) ventes i 2050 at udgøre 50 mia. US\$ mod 5 mia. US\$ i dag.

Biodiversitets-neutrale?

Ikke kun certificerede produkter antages at vokse i fremtiden. Også markeder, der forvalter vandressourcer, forventes at få en større efterspørgsel. TEEB skriver ligefrem, at der på linje med markedet for CO₂-kvoter og -kreditter kan opstå et lignende marked for 'biodiversitetskreditter', for selvom det stadig kun er en lille del af virksomhederne, der identificerer deres afhængighed af og tryk på økosystemer, så er flere og flere opmærksomme på de potentielle fordele, det kan give. Af 100 undersøgte store internationale virksomheder, udgiver 89 en årlig rapport om deres 'bæredygtighed', mens kun dog 24 virksomheder beskriver veje til at reducere deres belastning af biodiversitet og økosystemer (TEEB 2010b). Optimering og udvikling af målemetoder, så der ikke udelukkende fokuseres på input (vand, energi, materialer) og output (forurenende emissioner, affald), men også på komponenter af biodiversitet (gener, arter og økosystemer) og opretholdende processer som skadedyrsbekæmpelse, jorddannelse m.m. er afgørende for, at virksomheder i fremtiden kan måle og integrere biodiversitet og økosystemtjenester i forretninger.

Når TEEB alligevel fremhæver, at bevarelse og bæredygtig udnyttelse af biodiversitet kan blive en vigtig parameter i private

virksomheder, er det fordi, det kan tilføre virksomhederne en mer-værdi. Synliggørelse af bæredygtige forsyningskæder kan føre til nye markeder og tiltrække nye kunder, som det var tilfældet, da den amerikanske supermarkedsgigant Walmart i 2005 annoncerede deres nye miljø- og bæredygtighedsstrategi (TEEB 2010b). Procedurer for bæredygtig udnyttelse kan ligeledes effektivisere og reducere omkostninger samt udvikle nye teknologier og projekter til at reducere det globale fodaftryk. Men hvis vi skal lykkes med reelle ændringer for biodiversitet og økosystemtjenester i de private erhverv, er der brug for en overordnet handlingsplan, som virksomhedsledere, regeringer og andre politikere kan tilslutte sig (TEEB 2010b).

Værdier skal værd(i)sættes

Selvom det er formålstjenstligt i nogle sammenhænge at værdisætte økosystemtjenester, er det som nævnt klart, at ikke alle ydelser og biodiversitet kan gøres op i kroner og ører. Hvor meget skal en kolibri og en nikkende kobjælde koste? FN's biodiversitetskonvention slår da også fast, at alle arter har en eksistensberettigelse, ligesom de i deres Millennium-vurdering gør opmærksom på, at en ensidig fokusering på kommercielle arter samlet kan føre til et større tab af andre. Et stort studie af Middelhavsområdet viser fx, at værdien af ikke-kommercielle goder som rekreation, grundvandsbeskyttelse, jagt og kulstoflagring langt overstiger værdierne fra høst af tømmer og brændsel fra skovene (MEA 2005b).

Når det alligevel giver mening at prissætte ydelser fra økosystemer, er det fordi det kan være med til at skærpe blikket for sammenhænge mellem biodiversitet og velfærd. Når Europas bier er i tilbagegang, finder vi ud af, at de tilfører store værdier til fx frugtavlere. Når der ikke er en pris på naturens ydelser og tjenester, har vi en tendens til at overforbruge dem. Meget ville se anderledes ud, hvis erhverv ikke tog gratis ydelser fra økosystemer for givet. Som fx hvis landbruget ikke havde adgang til rent vand, men i stedet skulle betale for at få vandet rensat (MEA 2005b).

Opgørelser af Jordens bruttonationalprodukt viser, at ca. halvdelen er menneskeskabt via de økonomiske markeder; den anden halvdel stammer fra naturen (Constanza m.fl. 1997). Derfor er det en økonomisk sund forretning at bevare naturen så intakt som muligt, for den giver os en masse tjenester, som ellers ville koste en masse penge. Det private erhvervsliv kan i fremtiden være en nøglespiller i kampen for at bevare arterne, præcis som de i dag er det i klimakampen. Udfordringen bliver politisk at vurdere, hvornår markedsbaserede løsninger er samfundsmæssigt acceptable, effektive og retfærdige.

Referencer

- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. – *Nature* 387: 253-256.
- MEA 2005a: Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. – World Resources Institute, Washington, DC.
- MEA 2005b: Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. – Island Press Washington, DC.
- TEEB 2010a: The Economics of Ecosystem and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. – TEEBweb.org
- TEEB 2010b: The Economics of Ecosystem and Biodiversity. Report for Business – Executive Summary 2010. – TEEBweb.org



Befolkningens opfattelse og økonomiske prioritering af biodiversitet

Bo Jellesmark Thorsen¹, Niels Strange¹ og Carsten Rahbek²

¹ Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Skov & Landskab, Københavns Universitet

² Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet

Betyder biodiversiteten noget for folk?

Som der allerede er peget på i kapitel 1.2, er naturens værdi en kompleks størrelse både som filosofisk begreb og som praktisk størrelse. Grundlæggende etiske værdier er i spil, når den skal vurderes. Den vægt, man tillægger de forskellige etiske værdier og udgangspunkter, har afgørende betydning for, hvilke tilgange man vil anse for rimelige, når man skal – om muligt – kvantificere værdien af naturen og biodiversiteten. I dette kapitel tager vi udgangspunkt i økonomisk nytteteori og de tilhørende aksiomer. Det betyder ikke, at andre udgangspunkter eller forståelsesrammer er mindre relevante for folk. Det er et valg, vi gør, fordi vi dermed kan trække på de teknikker og tilgange, der er udviklet ud fra denne teori, og bruge disse til at adressere spørgsmålet om naturens og biodiversitetens værdi i nogle termer, der lader sig relatere til almindelig dagligdags spørgsmål om økonomiske valg, værdier og menneskers nytte. Og på en måde så vi kan præsentere empiriske observationer og mål.

Det skal understreges, at trods denne begrænsning så skal 'nytte' her forstås som et ganske bredt begreb med potentielt ganske komplekse kilder. Det er åbenlyst, at naturen og biodiversiteten har nyttemæssig værdi som fundament for egentlig produktion. Et eksempel er betydningen af insekters bestøvning for fødevarerproduktionen. Det er ligeledes velkendt, at indholdsstoffer fundet i forskellige organismer kan have stor og endnu ukendt værdi fx for udviklingen af nye former for medicin. Endelig er oplevelsen af naturen og dens biodiversitet en konkret rekreativ nytte for folk. Dette er i en eller anden form værdier knyttet til direkte eller indirekte konkret brug eller mulighed for brug af naturen. Den totale værdi af økosystemerne som fundament for menneskelig aktivitet er forsøgt opgjort fx i det meget citerede, men også kri-

tiserede studie af Constanza m.fl. (1997). Det er selvsagt enorme tal, man når frem til her, faktisk to gange større end den samlede verdens bruttoproduktion, og kritikken går da også på, om denne tilgang giver praktisk mening.

For de praktiske spørgsmål, hvor værdier holdes op mod hinanden, vedrører jo sjældent hele, men kun dele af verden. Og verden er jo om ikke uendelig så i hvert fald utrolig rig på arter, og de har ikke alle nødvendigvis en værdi i konkrete produktive funktioner, ikke engang indirekte. Der er mange millioner arter, og de fleste er antageligt ikke en gang opdaget endnu. Vi ved, at tusindvis af arter er uddøde, uden at folk har bemærket det i form af konkrete tab af funktionelle nytteeffekter. Betyder det så, at deres eksistens er uden nytteværdi? Vi ved, at folk er meget opmærksomme på arternes overlevelse og beskyttelsen af natur og biodiversitet, og det antyder, at svaret på det spørgsmål er 'Nej'. Og nyttebegrebet tillader også mindre håndfaste årsager til, at vi som mennesker kan føle en nytteeffekt koblet til arters eksistens. Netop for biodiversiteten satte allerede Weisbrod (1964) og Krutilla (1967) ord på det, at folk også kan knytte en nytteværdi til den blotte eksistens af en organisme, en art eller fx et kunstværk. Også selvom vi ikke regner med nogen sinde at have brug af den konkrete art. Sådanne eksistensværdier er på én gang erkendte og anerkendte værdier, men også meget diskuteret værdier, fordi netop det, at de ikke kræver en aktiv adfærd – en brug – for at blive realiseret af det enkelte menneske, gør dem svære at måle (Stevens m.fl. 1991, Nunes & van den Bergh 2001).

Så svaret på dette afsnits spørgsmål er: 'Ja'. Biodiversiteten har i konkret produktionsøkonomisk forstand en betydning for folk – og dermed en nytteværdi. Men biodiversiteten har også en betydning for folk på mere abstrakte måder, som stadig lader

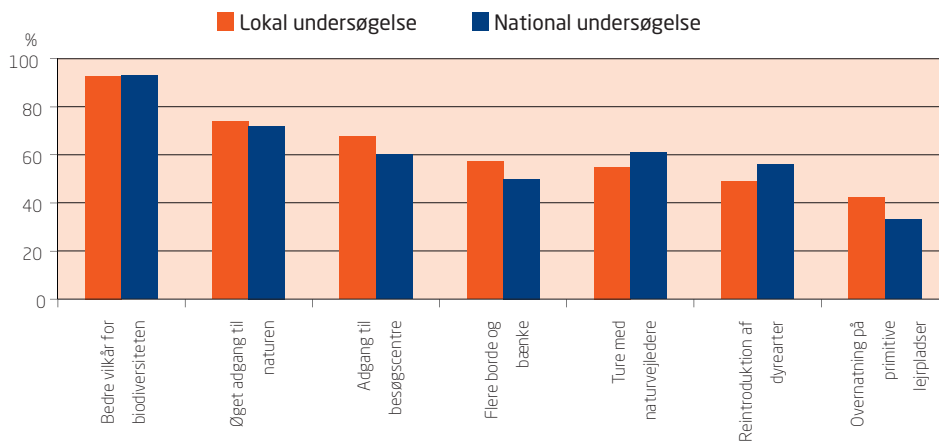


Fig. 1. Andelen af folk der har markeret et emne som vigtigt eller meget vigtigt ved en ny nationalpark. Lokal undersøgelse dækker over gennemsnittet af lokalbefolkningens svar på tværs af de syv områder, mens national undersøgelse dækker svarerne fra det nationale panel (på basis af Jacobsen m.fl. 2006).

sig indeholde i, og i princippet måle, indenfor den økonomiske nytteteoris rammer. Derfor har den miljøøkonomiske litteratur forsøgt at fange disse værdier ved at bede folk erklære deres betalingsvilje.

Vil folk prioritere biodiversiteten over andre ting?

Nyttemålet er skalfrit og alene et mål for relativ tilfredsstillelse. Derfor kan nytten af et konkret miljøgode, fx bevarelsen af en habitat med et antal truede arter, ikke opgøres endeligt og isoleret, men alene ved at sammenligne dette med andre goder. Her er spørgsmålet, om folk i Danmark vil prioritere beskyttelsen af biodiversitet over andre ting i det danske landskab. Der er flere eksempler på, at det vil de, og her skal fremhæves et illustrativt et, der også knytter sig tæt til diskussionen om etableringen af flere store, sammenhængende naturområder i Danmark. I forbindelse med processen op til etableringen af de første danske nationalparker blev der gennemført en miljøøkonomisk værdisætning af,

hvilke generelle funktioner folk ønskede i en ny nationalpark, og hvor de ønskede den placeret (Jacobsen m.fl. 2006).

Som en del af denne undersøgelse blev dels folk lokalt i de enkelte pilotprojektområder, og dels et nationalt panel spurgt om, hvor vigtig en række ting ville være for dem ved og i en ny nationalpark (Fig. 1). Resultaterne viser, at såvel lokalbefolkningen i nationalparkområderne som det nationale panel rangerer bedre vilkår for biodiversiteten højest, vel at mærke den eksisterende diversitet. Så rangordnet på en skala er der altså en vilje til at prioritere biodiversiteten højt, men et resultat som dette fortæller ikke meget om, hvor meget højere biodiversiteten vægtes end fx adgang eller i forhold til andet forbrug.

Vil folk betale for naturbeskyttelsen og for mere biodiversitet?

I undersøgelsen lavet af Jacobsen m.fl. (2006) blev folk også bedt om at svare på en række spørgsmål designet til at afsløre deres

Tabel 1. Betalingsvilje for forskellige nationalparklokaliteter samt for nationalparkernes generiske funktionalitet, oversat fra Jacobsen & Thorsen (2010).

Karakteristika ved nationalpark	Middel betalingsvilje i kr. pr. år og husstand	95 % konfidensinterval i kr. pr. år og husstand
Nationalpark på Læsø	994	814-1.147
Tillæg ved sted andet end Læsø		
Møn	+ 175	41-310
Thy	-	- 4-275
Nordsjælland	-	-116-216
Mols Bjerger	+ 206	53-359
Lille Vildmose	+ 396	268-524
Vadehavet	+ 293	150-435
Funktion		
Ekstra veje og stier til adgang	+ 97	14-180
Ekstra generel naturbeskyttelse	+ 202	127-278
Ekstra indsats for det særlige dyre- og planteliv	+ 547	477-616



Marskgård i Møgelthønder Kog i den fredede Tøndermarsk.

villighed til at opgive penge og dermed andre forbrugsgoder til fordel for etableringen af en ny nationalpark og de forskellige elementer, en nationalpark kan indeholde. Disse data er analyseret og publiceret i Jacobsen & Thorsen (2010), og folks erklærede betalingsvilje for forskellige karakteristika ved en nationalpark er gengivet i Tabel 1.

Der er lavet adskillige undersøgelser af tilsvarende art herhjemme. Fx finder Jacobsen m.fl. (2008), at folks betalingsvilje for at sikre beskyttelsen af de truede arter knyttet til lyngheden herhjemme er omkring 300 kr. pr. år og husstand, mens den rekreative adgang til hederne (i alt max 80.000 ha) værdisættes til knap 100 kr. pr. år og husstand. I et studie med fokus på forbedringer for dyrelivet i almindelighed samt beskyttelse af truede arter i de tre landskabstyper skov, marker og enge samt langs søer og åer fandt Jacobsen m.fl. (2010) tilsvarende en betydelig betalingsvilje for beskyttelse af truede arter på mellem 500 og 1000 kr. pr. år og husstand, alt efter habitat og beskyttelsesniveau, mens adgang igen var værdsat betydeligt lavere, særligt for adgang til marker og enge, mens skove lå betydeligt højere. Vi finder altså konsistent, at beskyttelsen af naturen, særligt de truede arter, vægtes højere end den rekreative adgang i disse hypotetiske betalingsundersøgelser.

Det er et erkendt problem med denne slags studier af folks erklærede betalingsvilje, at fordi betalingen er hypotetisk, så vil betalingsviljen af mange grunde tendere til at være højere, end hvis folk faktisk med sikkerhed skulle betale for godet. Denne bias er kendt som hypotetisk bias. Spørgsmålet er populært sagt, i hvor høj grad betalingsviljerne har rod i virkeligheden.

Det er et empirisk spørgsmål, hvor stor den hypotetiske bias er, og om den fx påvirker betalingsviljen for alle elementer i et sammenlagt gode som en nationalpark lige meget eller nogen mere end andre. I rapporten af Boiesen m.fl. (2005), der ligger bag Jacobsen m.fl. (2008), analyseres dette kursorisk med udgangspunkt i viden om, at danske husstande tilsammen aflægger de danske heder mere end 7 millioner besøg om året (Jensen 2003). Sammenholdt med den erklærede betalingsvilje for adgang til hederne på knap 100 kr. pr. år og husstand giver det en pris for adgangen alene på godt 30 kr. pr. besøg for en husstand. Det kan ikke udelukkes, at dette tal indeholder en hypotetisk bias, men det turde være åbenlyst, at det ikke er en faktor 10, der er tale om. Tilsvarende kan man for Jacobsen m.fl. (2010) sammenholde en betydelig betalingsvilje for adgang til skov med de 75 millioner besøg, som danskerne aflægger i skoven hvert år. Igen får man tal, der antyder, at selvom man alene på grund af metoden ikke kan afvise, at den erklærede betalingsviljen for adgangen indeholder en hypotetisk bias og er større end den faktiske betalingsvilje, så er en eventuel bias ikke en faktor 10 og antageligt betydeligt mindre. Det afsløres ganske enkelt af danskernes rekreative adfærd.

I de nævnte undersøgelser er folk blevet bedt om at svare på spørgsmål, der både indebar konsekvenser for deres adgang, biodiversiteten og deres pengepung. Værdien af biodiversitetsbeskyttelsen er altså konsistent udledt relativt til adgang. Og den er konsekvent vægtes tungere. Derfor virker det rimeligt at forvente, at den erklærede betalingsvilje for biodiversitet ikke indeholder en væsentlig anderledes hypotetisk bias end betalingsviljen for adgang. Og dette er faktisk også i overensstemmelse med resul-

tater fra kontrollerede eksperimenter, hvor man finder, at den hypotetiske bias først og fremmest påvirker niveauet af betalingsviljen for et gode, men ikke synes at forvride de relative værdier, som folk tillægger de forskellige elementer i et gode (Harrison 2006). Litteraturen indenfor den eksperimentelle økonomi har også i flere metaanalyser fundet, at forholdet mellem den erklærede betalingsvilje og den faktiske oftest er i intervallet 2 til 3 (List & Gallet 2001, Loomis 2011). Igen er dette pænt i overensstemmelse med de størrelser, vi finder, når vi sammenholder den erklærede betalingsvilje for adgang med den faktiske rekreative brug af naturen.

Så svaret på afsnittets spørgsmål er: 'Ja, folk har en betalingsvilje for naturbeskyttelse og mere biodiversitet i Danmark'. Og det er også sandsynligt, at den endda er betydeligt større end betalingsviljen for adgang. Men den vil afhænge af skalaen, der tilbydes.

Perspektiver for naturbeskyttelsen og samfundsøkonomien

I dette afsnit tillader vi os nogle *back-of-the-envelope*-beregninger, der har til formål at illustrere, at den velfærdsøkonomiske værdi af øget beskyttelse af natur og biodiversitet ikke kan ignoreres, selvom dens størrelse er svær at ansætte præcist.

Kigger vi på tværs af de forskellige studier af betalingsviljen for at sikre truede arter og biodiversitet i øvrigt i en række projekter i større sammenhængende områder eller habitattyper herhjemme, så finder vi erklærede betalingsviljer i det enkelte studie og projektområde på løseligt sat fra 450 og op til over 1200 kr. pr. husstand og år. Det er sandsynligt, at disse værdier inkluderer en hypotetisk bias, men også at dette næppe er væsentlig større end en faktor 2 til 3. Forsigtigt sat vil det give en korrektion til en betalingsvilje på mellem 150 og 400 kr. pr. husstand og år for de enkelte typer projekter.

Det er forventeligt, at jo flere naturprojekter der gennemføres, jo mindre bliver betalingsviljen for det næste, og det finder Jacobsen m.fl. (2011) da netop også i en undersøgelse af betalingsviljen for genopretning af Store Åmose i scenarier med og uden hensyn til etableringen af nationalparker. De finder dog også, at betalingsviljen for det næste projekt kun aftager langsomt med antallet af projekter inden for det analyserede spænd, der svarer til op til otte nationalparker i Danmark.

Laver man derfor det tankeeksperiment, at man faktisk tog fx 150.000 hektar fra både land- og skovbrug og udlagde dem som ekstra arealer til natur og biodiversitet, så vil der være en større betalingsvilje for sådan et projekt alene på grund af den større skala og tydeligere fokus. De fleste nationalparkområder er 20-35.000 hektar store, så der er tale om et væsentligt større projekt, men vi ved, at betalingsviljen ikke vil stige proportionalt. Meget forsigtigt vurderet ansætter vi en dobbelt så stor betalingsvilje, altså 300-800 kr. pr. år og husstand for beskyttelsen af biodiversiteten på så stort et areal. Der er et betydeligt skarpere fald med skala end Jacobsen m.fl. (2011) finder.

Dertil kommer imidlertid, at så stort et projekt også kan få klare positive effekter på en række andre værdier, der ikke er inkluderet her. Det gælder beskyttelse af søer, vandløb og fjorde mod udvaskning af næringsstoffer til gavn for fiskeri, badevandskvalitet og marin biodiversitet. Det gælder klimagasproblematikken,

og det gælder sikringen af rent grundvand. Endelig vil også de rekreative værdier antageligt vokse ganske betydeligt, særligt i det åbne land og hvor arealer udlægges tæt ved byerne. Tilsammen er det sandsynligt, at betalingsviljen for disse ekstra goder vil være af mindst samme størrelsesorden som betalingsviljen for biodiversiteten. Vi ved fx fra Hasler m.fl. (2007), at betalingsviljen for at sikre naturligt rent grundvand er tæt ved 1900 kr. pr. år og husstand og klart større end betalingsviljen på ca. 900 kr. pr. år og husstand for kemisk rensset, men tilsvarende rent grundvand.

Ansætter vi igen forsigtigt summen af de øvrige miljøgevinster til samme værdi som beskyttelse af natur og biodiversitet, så vil det være en opskalering til en ramme på 600-1600 kr. pr. år og husstand. Aggregeret over husstande svarende til en årlig velfærdsøkonomisk værdi af miljøeffekterne fra udlægningen af så store naturarealer på et sted mellem meget forsigtigt anslåede 1,5 og 4 milliarder kr. pr. år. Dette skal så sammenholdes med de tabte produktionsværdier for 150.000 hektar. Selv den lavt ansatte værdi af miljøgoderne vil svare til et årligt bruttoafkast på 10.000 kr. pr. ha og år.

Referencer

- Boiesen, J.H., J.B. Jacobsen, B.J. Thorsen, N. Strange & A. Dubgaard 2005: Værdisætning af de danske lyngheder. – Report for the Forest and Nature Agency, Forest & Landscape Working paper no. 14-2004.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. – *Nature* 387: 253-260.
- Harrison, G.W. 2006: Experimental evidence on alternative environmental valuation methods. – *Environmental & Resource Economics* 34: 125-162.
- Hasler, B., T. Lundhede & L. Martinsen 2007: Protection versus purification – assessing the benefits of drinking water quality. – *Nordic Hydrology* 38: 373-386.
- Jacobsen, J.B. & B.J. Thorsen 2010: Preferences for site and environmental functions when selecting forthcoming national parks. – *Ecological Economics* 69: 1532-1544.
- Jacobsen, J.B., B.J. Thorsen, J.H. Boiesen, S. Anthon & J. Tranberg 2006: Værdisætning af syv mulige nationalparker i Danmark. – Report for the Forest and Nature Agency, Forest & Landscape Working paper no. 28-2006.
- Jacobsen, J.B., J.H. Boiesen, B.J. Thorsen & N. Strange 2008: What's in a Name? The use of quantitative measures vs. 'iconised' species when valuing biodiversity. – *Environmental and Resource Economics* 39: 249-263.
- Jacobsen, J.B., T.H. Lundhede & B.J. Thorsen 2010: Are economists valuing biodiversity at gunpoint? Investigating the difference between valuing species populations vs. survival. – Paper presented at the 5th World Conference of ERE, Montreal, June 28-July 2, 2010.
- Jacobsen, J.B., T.H. Lundhede, B. Hasler, L. Martinsen & B.J. Thorsen, 2011: Embedding effects in choice experiment valuations of environmental preservation projects. – *Ecological Economics* 70: 1170-1177.
- Jensen, F.S. 2003: Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder. – Skov & Landskab, Skovbrugsserien nr. 32.
- Krutilla, J.V. 1967: Conservation reconsidered. – *American Economic Review* 57: 777-786.
- List, J. & C. Gallet 2001: What experimental protocol influences disparities between actual and hypothetical stated values? – *Environmental and Resource Economics* 20: 241-254.
- Loomis, J. 2011: What's to know about hypothetical bias in stated preference valuation studies? – *Journal of Economic Surveys* 25: 363-370.
- Nunes, P.A.L.D. & J.C.J.M. van de Bergh 2001: Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? – *Ecological Economics* 39: 203-222.
- Stevens, T.H., J. Echeverria, R.J. Glass, T. Hager & T.A. More 1991: Measuring the existence value of wildlife: what do CVM estimates really show? – *Land Economics* 67: 390-400.
- Weisbrod, B. 1964: Collective-consumption services of individual-consumption goods. – *Quarterly Journal of Economics* 78: 471-477.

Danmarks natur i nationalt og internationalt perspektiv

Jon Fjeldså, Peter Rask Møller og Nikolaj Scharff

Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet

Indledning

Danmark er et lille landområde, men takket være beliggenheden i et miljømæssigt grænseområde har vi alligevel betydelig variation i fauna og flora. Danmark ligger i den Mellem-boreale Provins, det vil sige i den europæiske løvskovsregion, men tæt på grænsen i det sydligste Sverige mod den baltiske overgangszonzone og det nordlige nåletræsbælte, som tilsammen udgør den Høj-boreale Provins. Danmarks natur har derfor et betydeligt antal arter tilhørende de nordlige områder.

Danmarks betydning for den globale biodiversitet er imidlertid især knyttet til kyst- og havmiljøerne. De indre danske farvande kan på mange måder betragtes som et kæmpe estuarie med en meget markant salinitetsgradient mellem verdens største brakvandsområde, Østersøen, og Nordsøens salte vand (Fig. 1). De lavvandede og næringsrige farvande er grundlag for en høj primærproduktion, som udnyttes af en række organismer til at opnå endog meget store bestande. Fx er fiskeriet efter tobiser blandt de 10 største i verden (Warnar 2011), ligesom mange marine fiskearter (fx makrel, tyklæbet multe og havbars) foretager fødevandring hertil i sommerhalvåret. Særlig de lavvandede banker og det marine forland med enorme vadeblader og åbne strandenge langs kysterne er vigtige habitater, som udnyttes af trækfugle fra nordlige yngleområder fra Grønland/Canada i vest til Sibirien i øst under vejs til vinterkvarterer i Vesteuropa og Afrika (Bønløkke m.fl. 2006).

Trusselbilledet

Den samlede liste over dyr og planter i Danmark omfatter mere end 31.000 forskellige arter, hvilket er noget lavere end i landene omkring os – og i særdeleshed mod syd. Den relativt lave diversitet skyldes dels det lille landareal, dels at størstedelen af Dan-

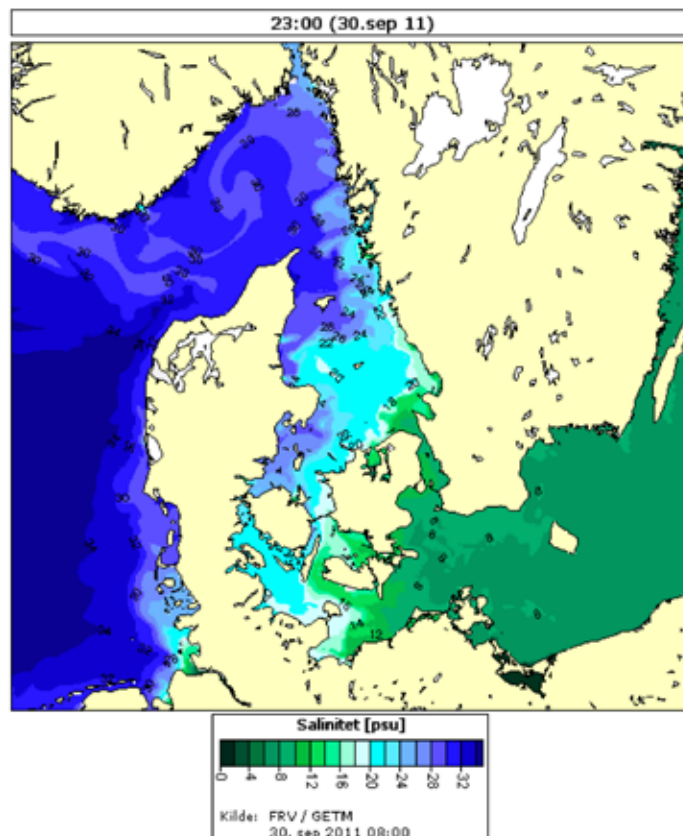


Fig. 1. Salinitetsgradienten fra Østersøens brakvand til Nordsøens salte vand er i høj grad afgørende for udbredelsen af dyr og planter i danske farvande (kort gengivet med tilladelse fra Farvandsvæsenet).



Den smukke hvepseedderkop blev først fundet i Danmark i 1992, men har siden bredt sig til hele landet. Foto: Nikolaj Scharff.

mark var dækket af is indtil for 16-17.000 år siden. De fleste af Danmarks dyr og planter er vidt udbredte. De er tilpasningsdygtige arter, som efter istiden kunne ekspandere fra refugier i syd og øst. Først i Middelhavsområdet og på Balkan finder vi en fauna og flora med betydelige elementer af endemisme. Egentlige biodiversitet-hotspots findes kun på lave geografiske breddegrader, hvor store antal arter af planter og dyr har kunnet opretholde lokale bestande i millioner af år.

Kun ca. 8.000 af de danske arter er blevet evalueret med henblik på deres trusselstatus, og ca. 27 % af disse er vurderet som nationalt truede (Thomsen m.fl. 2010). Vores viden i så henseende er bedst for fugle, pattedyr og planter, og dårligst for insekterne, hvor kun 3500 af de ca. 20.000 kendte arter er blevet vurderet i rødlistesammenhæng (<http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe>). De allerfleste af vore truede arter har imidlertid sunde bestande i andre lande, og kun meget få danske arter er således globalt udryddelsestruede. For de 66 fuglearter på den danske rødliste er således kun to arter, engsnarre og havørn, klassificerede som globalt truede (kategori Vulnerable; <http://www.iucnredlist.org>). Af disse er havørnen nu i fremgang, mens engsnarren i hundrede år er gået stødt tilbage i Europa i takt med intensiveringen af landbrugsdriften. Blandt fiskene er kun ferskvandsarterne, inkl. ål, blevet rødlistevurderet og heriblandt er ni

(27 %) betegnet som truede. En enkelt art, den hvidfinnede ferskvandsul, betragtes som forsvundet fra Danmark, mens to arter, dyndsmørling og ål, er kritisk truede (Carl m.fl. 2010; rødlisten). Rødlistevurderingen af de marine fiskearter afventer afslutningen af projektet 'Atlas over danske saltvandsfisk'.

For enkelte insektgrupper er truslerne ret dramatiske. Det gælder eksempelvis de meget karakteristiske og velkendte dagsommerfugle, hvor 43 ud af de 98 kendte arter er rødlistede og dermed truede eller forsvundet. Det skyldes især tilbagegangen i lysåben natur (heder, enge og overdrev) (Thomsen m.fl. 2010). Det gælder bl.a. hedepletvinge, som tidligere var ret almindelig i Danmark, men nu kun findes på nogle få lokaliteter i Nordjylland. Arten er fredet og stærkt truet i Danmark, men stadig relativt almindelig andetsteds (Stoltze 1996). Blandt storsommerfuglene er 11 arter uddøde i Danmark siden 1990, heraf fire siden 2000 (Thomsen m.fl. 2010).

Tabet af arter af smådyr og planter medfører lokalt forringede økosystemfunktioner (Isbell m.fl. 2011), men betyder mindre i globalt perspektiv, da de fleste danske rødlistede arter som nævnt har sunde bestande i andre lande. Danmark har dermed ikke eneansvar for særlig mange arters overlevelse. Dog omfatter 'gullisten' over de arter, som bør overvåges, en særlig kategori af 'nationale ansvarsarter', defineret ved at mindst 20 % af Jordens samlede bestand på et tidspunkt i årscyklusen opholder sig i Danmark. Fx omfatter listen 22 fuglearter, især trækkende arter såsom lysbuget knortegås og de overvintrende ederfuglebestande, ligesom ynglebestanden af engryle. Flere andre arter overvåges, fordi de har en ugunstig bevaringstilstand i Danmark.

Danmarks biodiversitet genspejler det ustabile istidsklima

Danmarks arter af planter og dyr er generelt gode til at klare dramatiske ændringer i levevilkårene. De har nemlig prøvet det før. Det vil sige, at de arter, der ikke kunne følge med, når forholdene ændrede sig, for længst er væk.

Det globale klima er generelt blevet koldere indenfor de seneste 15 millioner år, og den seneste million år er karakteriseret med istidsperioder og voldsomme klimaskift, hvor det globale klima pludseligt, nærmest fra det ene år til det næste, gik fra én dynamisk ligevægt til en anden. På højere geografiske bredder indebærer det en dramatisk omfordeling af planter og dyr. De fleste arter på vore breddegrader er derfor tilpasningsdygtige og har en god spredningsevne.

Selv om tempererede og arktiske miljøer først opstod indenfor de seneste få millioner år, er mange af arterne rigtig gamle. Fx repræsenterer fuglekonger, snespurv, silkehaler og skægmejse udviklingslinjer, der er mere end 20 millioner år gamle. Den danske fugeedderkop, *Atypus affinis*, repræsenterer en udviklingslinje, som er mere end 100 millioner år gammel (Miller & Coyle 1996)!

Enkelte arter er måske i perioder blevet opsplittet i små, lokale bestande, der tilpassede sig de lokale forhold, men når klimaet pludselig skiftede, måtte de enten uddø eller omfordeles og opblandes med andre bestande. Dynamikken har derfor forhindret hurtig udvikling af nye, lokalt tilpassede arter i de ustabile nordlige områder (Jansson & Dynesius 2002). Der er ingen eksempler på egentlig artsdannelse i Danmark efter sidste istid, men lokale 'stammer' er ikke et ukendt fænomen. Fx er der forskel på østersø-



De lavvandede danske kyster er af stor international betydning som raste- og overvintringsområde for vandfugle. Her islandske ryler, almindelige ryler, strandhjejler og små kobbersnepper i Vadehavet. Foto: Jan van de Kam.

og nordsølaks, ligesom snæbelen, som hidtil har haft status som sjælden art i Danmark, blot repræsenterer en særlig salttolerant stamme af helt (Kottlat & Freyhof 2007). Stella's mosskorpion blev beskrevet i 1939 på basis af eksemplarer fra Dyrehaven nord for København og fra Göteborg, og var indtil for nylig kun kendt fra de to steder. Arten er tilknyttet gammel løvskov og kunne tænkes at repræsentere reliktbestande fra en tid, hvor Danmark var skovdækket. Nyere undersøgelser har imidlertid vist, at arten har en langt større udbredelse i Nordeuropa, men at den er særdeles vanskelig at finde (Holmen & Scharff 2008). Formentlig gælder det også for andre arter, som kun kendes for Danmark, at deres artsstatus er tvivlsom, eller at de også kan forventes at findes i nabolandene.

Sidste istids store iskapper dækkede i perioder hele det nordlige og østlige Danmark. Store områder mod syd, ned til Alperne og ud til Atlanterhavet, var et åbent tundralandskab med lav vegetation, idet der kun lokalt var mere frodig vækst af dværgbirk, pilebuske, dunet birk og fyr. Artsrig løvskov var stort set begrænset til Middelhavsområdet og Mellemøsten (se Allen m.fl. 2010 for fine kort over ændringer i vegetationen). Stort set alle danske arter er indvandrere fra syd eller øst. I perioder var der tale om hurtig ekspansion fra græsstepperne i øst, men den artsrige skov nåede først langsomt frem (Aaris-Sørensen 2009). Mange af sko-

vens arter er endnu ikke nået så langt nordpå, som klimaet burde tillade (Svenning & Skov 2004). Nogle ferskvandsfisk som helt, laks, stalling, finnestribet ferskvandsulk og strømskalle menes at være indvandrede vestfra via Elbens tidligere løb langs Jyllands vestkyst.

Skovens flora har været præget af stor dynamik påvirket af mindre klimasvingninger og plantesygdomme (fx elmesyge, der på kort tid medfører, at en træsort forsvinder og en anden overtager), og måske får vi aldrig en egentlig ligevægt. Skovens planter og dyr skulle igennem en alvorlig flaskehals fra Middelalderen og op til 1800-tallet, hvor der knapt var skov tilbage i Danmark og det nordlige Mellemeuropa. De arter, der holdt stand i de meget små rester af 'oprindelig' skov, presses i dag af koloniserende arter fra de monotone plantager af bøg og eksotiske nåletræer, som i overvejende grad er meget udbredte og tilpasningsdygtige arter. Det hjælper ikke meget at bevare bittesmå pletter af gammel skov, da den massive indvandring af vidt udbredte arter uvægerlig vil føre til, at de mere specialiserede arter gradvist fortrænges.

Klimaet som artsfordelende faktor

Mange arter indvandrer i disse år til Danmark med forbløffende hastighed, og der er ikke megen tvivl om, at det skyldes det varmere klima. Harlekinmariehøne blev først fundet i Danmark i

2006 og har siden spredt sig til hele landet. Orange vægmejer, først påvist i 1985, er nu udbredt i hele landet og er skyld i to (af 19) lokale arters forsvinden. Stribetæge, først påvist i 1992, har nu spredt sig til det meste af landet. Hvepseedderkop, først påvist i 1992, har spredt sig til hele landet. Sidstnævnte er et eksempel på en art, som har en tidsmæssig forsinkelse i udbredelse, idet mange områder længere nordpå er blevet klimamæssigt tiltrækkende, men arten er endnu ikke nået 'derop'.

Der dukker i gennemsnit ca. en ny fiskeart op i Danmark om året (Carl m.fl. 2004); de fleste med menneskets hjælp, men også naturligt. De fleste naturlige nye marine arter har en udbredelse vest for Danmark. Flere fiskearter er også blevet mere talrige de senere år. Det mest markante eksempel er tyklæbet mulde, som er gået fra at være sjælden til kommercielt udnyttet art på under 50 år. Det samme gælder til dels for sribet mulle og havbars. Den sortmandede kutling, som først blev fundet ved Bornholm i 2008, og nu er den almindeligste fiskeart visse steder ved Lolland-Falster og Sydsjælland, er det seneste eksempel på arter fra det brakke Sortehavsområde, som trives godt i Østersøens tilsvarende brakke vand.

Der arbejdes i disse år intenst på at kunne forudsige ændringer i dyre- og plantelivet med computermodellering baseret på klimamodeller (se kapitel 2.9). Her forudsætter man, at hver art lever indenfor et bestemt 'klimavindue', dvs. at vi for hver art går ud fra, at udbredelsen bestemmes af de temperatur- og nedbørsforhold, der gælder ved grænserne for artens udbredelse. I nogle tilfælde kan det dog være urealistisk. Modellen forudsætter for det første, at arterne frit kan flytte sig, hvilket kræver sammenhængende levesteder eller god spredningsevne. Endelig kan landskabsforholdene for mange arter være af større betydning end klimaet. Klimamodellerne fortæller fx, at sølvmågen skulle rykke nordpå og ind i nåleskovsbæltet og skarven op til Mellem-sverige og Østersøen, altså væk fra de danske kyster (Huntley m.fl. 2007). Men sølvmågens og skarvens talrigdom i Danmark skyldes næppe klimaet, men kystzonens natur, de store fladvandede områder, masser af affald (for sølvmågen) og fisk (for skarven). (Se også kapitel 2.9.)

Det er afgørende, at man grundigt analyserer den enkelte arts miljøkrav. Landhævningskysterne og det marine forland er formentlig af særlig betydning (Ferdinand 1980). Kystzonen fra Danmark til Holland, dvs. Vadehavet, er det eneste område indenfor den nordlige tempererede zone, hvor der findes så udstrakte miljøer af denne slags. Andre vigtige danske miljøer er kridtformationerne, rigkærene og skrænter og klitter langs kysterne. Kystdynamikken har i tusinder af år kunnet fastholde levesteder for både sydlige og nordlige reliktføremønstre af lyskrævende planter.

Danmarks 'arktiske' fauna

Nordvesteuropa er det eneste område på Jorden, hvor man finder arktiske fugle ynglende i den tempererede klimazone. Det drejer sig fx om ederfugl, stor præstekrave, stenvender, almindelig ryle, ride, havterne, tejst og alk. Rundt om polarområdet yngler de generelt i den træløse arktiske zone, men lige i Vesteuropa yngler de også længere mod syd. Man har forklaret dette ved, at den meget brede zone af istidstundra, lige fra isranden til Alperne, tillod Europas arktiske fugle at tilpasse sig et meget bredt

klimavindue (Salomonsen 1972). Men der kan også være andre – supplerende – forklaringer: At det marine forland i Danmark og Vadehavet med marsk, loer og laguner samt de produktive havområder betyder mere end eventuelle fysiologiske tilpasninger til arktisk klima.

Det er værd at overveje, hvad vi egentlig skal opfatte som en arktisk fauna. Mange af de nordlige fuglegrupper (lommer, vade-fugle og andefugle) har udviklet sig over ca. 70 millioner år, i en tid hvor det globale klima overvejende var varmt (paratropisk). De var primært knyttede til varme tropestrande og kystlaguner, men indenfor de seneste få millioner år har diverse arter – opportunistisk – fundet ud af at profitere på den store fødeproduktion i den arktiske sommer. Fødeboommet udnyttes til at yngle, inden fuglene hurtigt rykker tilbage til Danmark og de øvrige raste- og overvintringsområder. Frem for at tale om arktiske fugle kunne man måske tale om typiske danske kystfugle, hvis ynglestrategi i større eller mindre grad omfatter en kortvarig sommerudflugt til den polare grænsezone (fx Meltofte 1993). Også danske laks foretager vandring til subpolare områder ved Svalbard og Grønland, men i dette tilfælde er der tale om en fødevandring.

Bramgåsene har været kendt som en højarktisk art, men i de seneste år er der opstået stærke ynglebestande i Østersøen (Gotland), Danmark (mere end 2000 ynglepar på Saltholm; Mortensen 2011) og Holland. Måske er den blot ved at genindvandre efter at være bukket under for århundreders 'brandbeskatning' gennem kystbefolkningernes fangst og indsamling af fugleæg. Gravand, ederfugl og de fleste måger og vadefugle holdt stand, men gæsene forsvandt fra store dele af Europa og holdt kun stand i de mest øde egne i Lapland og i Arktis. I dag, hvor der er oprettet reservater med fred i yngletiden, kommer de tilbage. Måske får vi i fremtiden også ynglebestande af andre nordlige arter, som sangsvane, bjergand og fløjlsand.

Hvis vi skulle udpege et område, hvor Danmark indtager en unik position, kunne det være sikringen af de naturområder, der betinger de store forekomster af nordlige vandfugle, især som ikke-ynglende, men nogle af dem også ynglende.

Referencer

- Allen, J.R.M., T. Hickler, J.S. Singarayer, M.T. Sykes, P.J. Valdes & B. Huntley 2010. Last glacial vegetation of northern Eurasia. *Quaternary Science Review* 29: 2604-2618.
- Bønløkke, J., J.J. Madsen, K. Thorup, K.T. Pedersen, M. Bjerrum & C. Rahbek 2006. Dansk Træfugleatlas. Rhodos – Zoologisk Museum, København.
- Carl, H., J.G. Nielsen & P.R. Møller 2004. En kommenteret og revideret oversigt over danske fisk. *Flora og Fauna* 110(2): 29-39.
- Ferdinand, L. 1980. Fuglene i landskabet. Større danske fuglelokaliteter, Bind II. Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Holmen, M. & N. Scharff 2008. *Anthrenochernes stellae* Lohmander, 1939 - status in Denmark for a new species on the EC Habitats Directive (Arachnida, Pseudoscorpiones). *Entomologiske Meddelelser* 76(1): 55-68.
- Huntley, B., R.E. Green, U.C. Collington & S.G. Willis 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB and Lynx Publ.
- Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector, m.fl. 2011. High plant Diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477: 199-202.
- Jansson, R. & M. Dynesius 2002. The fate of clades in a world of recurrent climatic change: Milankovitch oscillations and evolution. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 741-77.
- Kottelat, M. & J. Freyhof, 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin.
- Meltofte, H. 1993: Vadefugletrækket gennem Danmark. De involverede bestande, deres træktider og træktstrategier. - *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 87: 1-180.
- Miller, J. & F. Coyle 1996. Cladistic analysis of the *Atypoides* plus *Antrodiaetus*



Femplettede køllesværmere på vikke.

lineage of mygalomorph spiders (Araneae, Antrodiaetidae). *Journal of Arachnology* 24: 201-213.

Mortensen, C.E. 2011: Etablering og udvikling af ynglebestanden af Bramgås på Saltholm, 1992-2010. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 105: 159-166.

Salomonsen, F. 1972. Zoogeographical and ecological problems in Arctic birds. *Proceedings XV International ornithological Congress*: 25-77.

Stoltze, M. 1996. *Danske dagsommerfugle*. Gyldendal. 383 sider.

Svenning, J.-C. & F. Skov 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters* 7: 565-573.

Thomsen P.F., J.F. Rasmussen & M. Kavin 2010. Hvordan går det med Danmarks insekter? side 55-61 i Hans Meltofte (red.): *Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed*. Faglig rapport fra Det Grønne Kontaktudvalg.

Warnar, T. 2011. En undersøgelse af fire sameksisterende tobisarter ved Horns Rev i Nordsøen. Kandidatspeciale, Københavns Universitet/DTU Aqua.

Aaris-Sørensen, K. 2009. Diversity and dynamics of the mammalian fauna in Denmark throughout the last glacial-interglacial cycle, 115-0 kyr BP. *Fossils and Strata* 57: 1-59.



Hvad ved vi om Danmarks biodiversitet og hvad mangler vi at vide?

Bettina Nygaard¹, Annette Baattrup-Pedersen¹, Peter Wiberg-Larsen¹, Carsten Rahbek² og Rasmus Ejrnæs¹

¹Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

²Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet

Indledning

Viden om arternes udbredelse i tid og rum og en kortlægning af levestederne for den vilde flora og fauna er en klar forudsætning for en målrettet prioritering af indsatsen for at standse tabet af Danmarks biodiversitet. Med andre ord: Man kan ikke beskytte en ressource, der ikke er kortlagt. Yderligere er det ikke muligt at gennemføre den nødvendige indsats for at beskytte de sårbare og truede arter uden en grundlæggende viden og forståelse af deres levestedskrav, spredningsevne og livshistorie samt viden om de økologiske processer, der skaber og vedligeholder diversitet.

I en evaluering af status og udviklingstendenser for Danmarks biodiversitet fandt Ejrnæs m.fl. (2011) at 70 % af de væsentligste biodiversitetselementer, der repræsenterer arternes diversitet og de vigtigste naturlige levesteder og processer, ikke kunne vurderes ved hjælp af data, men kun i form af ekspertvurderinger. I Det Grønne Kontaktudvalgs rapport om tilstanden af *Danmarks natur 2010* (Meltøfte 2010) er der gjort status over den eksisterende viden for skovene, havmiljøet, pattedyr, fugle, fisk, padder & krybdyr, insekter, planter, svampe og laver. Her er konklusionen også, at der mangler viden om naturens tilstand og udvikling.

Den eksisterende viden om Danmarks biodiversitet er indsamlet af offentlige myndigheder, grønne organisationer og foreninger samt private. Den statslige naturovervågning var frem til 2004 meget sparsom og omfattede registreringer af orkideer, sæler, marsvin, odder, bæver, trækkende fugle og jagtbare arter. I 2004 blev den statslige overvågning af vandmiljøet udvidet med natur og biodiversitet, og i dag indsamler staten viden om naturens tilstand ved kortlægning og overvågning af 92 arter og 59

naturtyper, der er omfattede af Fuglebeskyttelses- og Habitatdirektiverne. Dertil kommer overvågningen af et stort antal andre smådyr, planter og fisk i de akvatiske økosystemer i forbindelse med den nationale overvågning af vandløb, søer og havområder. Kommunerne, der har ansvaret for naturbeskyttelsen, foretager desuden registreringer af naturarealer og visse arter ved tilsyn og besigtigelser, ofte i forbindelse med en konkret sagsbehandling. Derudover findes væsentlige data om naturens tilstand i de naturhistoriske foreningers databaser, atlasundersøgelser og frivillige overvågning (se fx www.fugleognatur.dk, www.svampeatlas.dk og www.dofbasen.dk).

Rødlisten

Den danske rødliste er en fortegnelse over plante-, svampe- og dyrearter, der er forsvundet, akut truede, sårbare eller sjældne i den danske natur. I perioden 2003-2009 er der foretaget en rødlistevurdering af knap 9500 arter, hvilket svarer til omtrent en tredjedel af de arter, der findes i Danmark. Den seneste rødliste omfatter en vurdering af status for de fleste pattedyr, fugle, krybdyr, padder, ferskvandsfisk og edderkopper, samt en væsentlig andel af arterne indenfor laver, svampe og karplanter. Men vigtige og store artsgrupper af insekter (fx i ferskvand) samt saltvandsfisk, alger og mosser er endnu ikke rødlistevurderet, og vi har derfor ikke et overblik over status for disse biodiversitetselementer.

I 2003 ændrede Danmark de metoder, der ligger til grund for rødlistevurderingerne, så de fremover følger IUCN's rødlistesystem til vurdering af arternes risiko for at uddø. Det er derfor ikke muligt at foretage en direkte sammenligning mellem rødlisten fra 1997 og de seneste vurderinger (2003-09) af arternes tilstand.

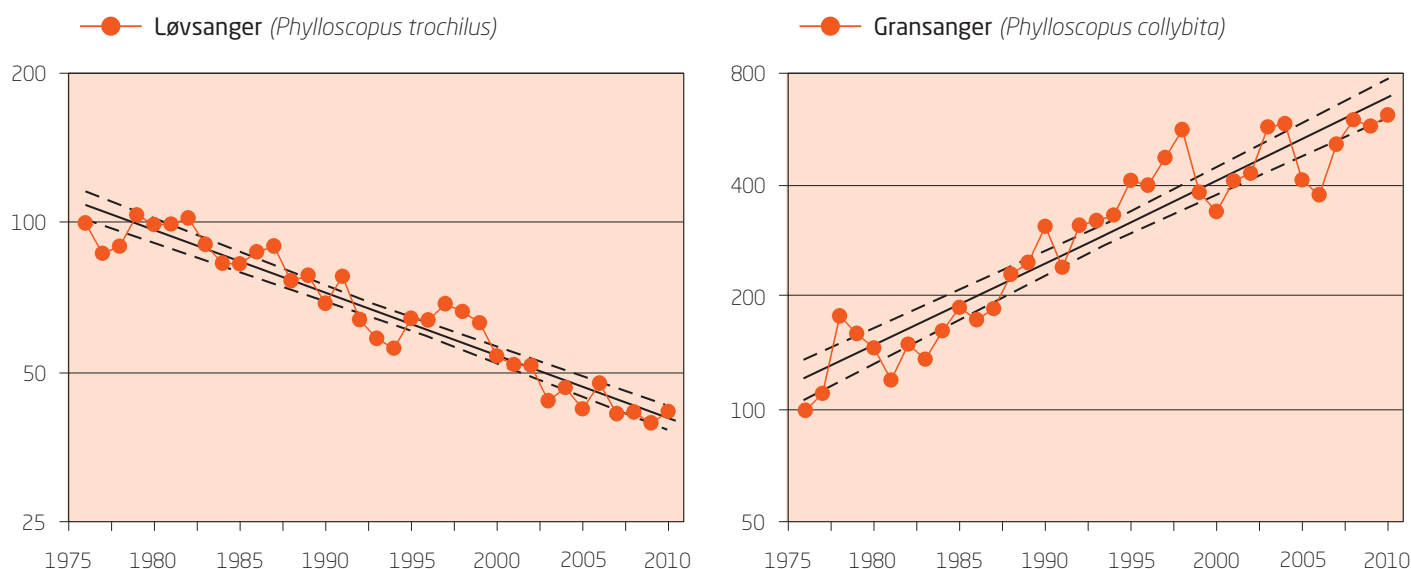


Fig. 1. I Danmark er der en lang tradition for at overvåge, kortlægge og optælle fugle, både ved atlasundersøgelser gennemført af Dansk Ornitologisk Forening og statslig overvågning af fugle beskyttet af Fuglebeskyttelsesdirektivet. Det har givet et unikt kendskab til fuglenes udbredelse og bestandsudvikling, som her resultaterne af flere tusinde årlige punkttællinger over hele landet for løvsanger og gransanger.

Et overblik over udviklingen af de rødlistede arter bliver derfor først tilgængelig, når den næste rødlistevurdering er gennemført i 2015. For Danmarks ynglefugle har Pihl & Flensted (2011) dog foretaget en genanalyse af rødlisterne fra 1990 og 1997 og fundet, at der ikke har sket nogen signifikant ændring i 'trusselsbilledet' set over helt perioden 1990-2009 samlet.

Det jagtbare vildt

Gennem de sidste 70 år har de danske jægere indberettet deres personlige jagtudbytte af pattedyr og fugle. Indberetningerne er samlet i Den danske Vildtudbyttestatistik (www.vildtudbytte.dk) og anvendes hyppigt som et mål for de jagtbare arters bestandsudvikling.

Egentlig overvågning af danske pattedyrs bestandsstørrelser og populationsdynamik er meget ressourcekrævende og foretages kun i begrænset omfang. Ud over de 21 arter (heraf 14 arter af flagermus) der er listet på Habitatdirektivets Bilag II og IV, er der foretaget overvågning af de reintroducerede bævere ved Klosterheden siden 1989, og bestandsudviklingen af sæler og marsvin er fulgt siden 1970'erne.

Atlasundersøgelser

De zoologiske museer, grønne organisationer og foreninger har gennemført en række atlaskortlægninger af udvalgte arters udbredelse. Dansk Ornitologisk Forening har gennemført to atlasundersøgelser af Danmarks almindeligste ynglefugle i henholdsvis 1971-1974 og 1993-1996. Dansk Botanisk Forening har i perioden 1992-2008 koordineret kortlægningen af den danske flora med projektet 'Atlas Flora Danica', de zoologiske museer har kortlagt udbredelsen af Danmarks pattedyr (2001-2003), og senest har Zoologisk Museum og DTU aqua (tidligere Danmarks Fiskeriundersøgelser) kortlagt udbredelsen af de danske fersk-

vands- (2006-2008) og saltvandsfisk (2009-2012). Der er endvidere foretaget en atlaskortlægning af danske bredtæger, randtæger og ildtæger (1992-2000), dagsommerfugle (1990-1993), svirrefluger (1990-92), padder og krybdyr (1976-1986) og flagermus (1973-1994). Endelig er der en igangværende kortlægning af danske basidiesvampe (2009-2013).

Med undtagelse af atlasundersøgelserne af Danmarks fugle er kortlægningerne hver især kun gennemført én gang og giver således ikke noget billede af ændringerne af de undersøgte arters udbredelse.

Fugletællinger

I Danmark er der en lang tradition for at overvåge, kortlægge og optælle fugle, hvilket har givet et unikt kendskab til deres udbredelse og bestandsudvikling. Den danske overvågning af ynglefugle er mest foregået i regi af Dansk Ornitologisk Forening med to atlas-kortlægninger af ynglefugle samt indeks for yngle- og vinterfugle baseret på punkttællinger, som startede i 1975 og stadig gennemføres årligt (Fig. 1). Den statslige overvågning af ynglefugle startede i 2004 som en del af NOVANA og omfatter arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag 1. Overvågning af trækfugle er primært foregået i statsligt regi med flyttællinger af vandfugle i perioder siden 1965 og har omfattet en lang række landsdækkende midvintertællinger, hvoraf den seneste er gennemført i 2008. Disse tællinger bygger dog også på deltagelse af et stort antal frivillige ornitologer, ligesom en række projekter i regi af Dansk Ornitologisk Forening har dækket raste- og vinterforekomster især på vandfuglelokalteter siden 1960'erne. Vandfugleovervågningen har dannet fagligt grundlag for det omfattende netværk af fuglebeskyttelsesområder i Danmark og for forvaltning og lovgivning om jagtbare arter af fugle. Foruden denne landsdækkende overvågning er der siden 1920'erne udført tællinger på flere

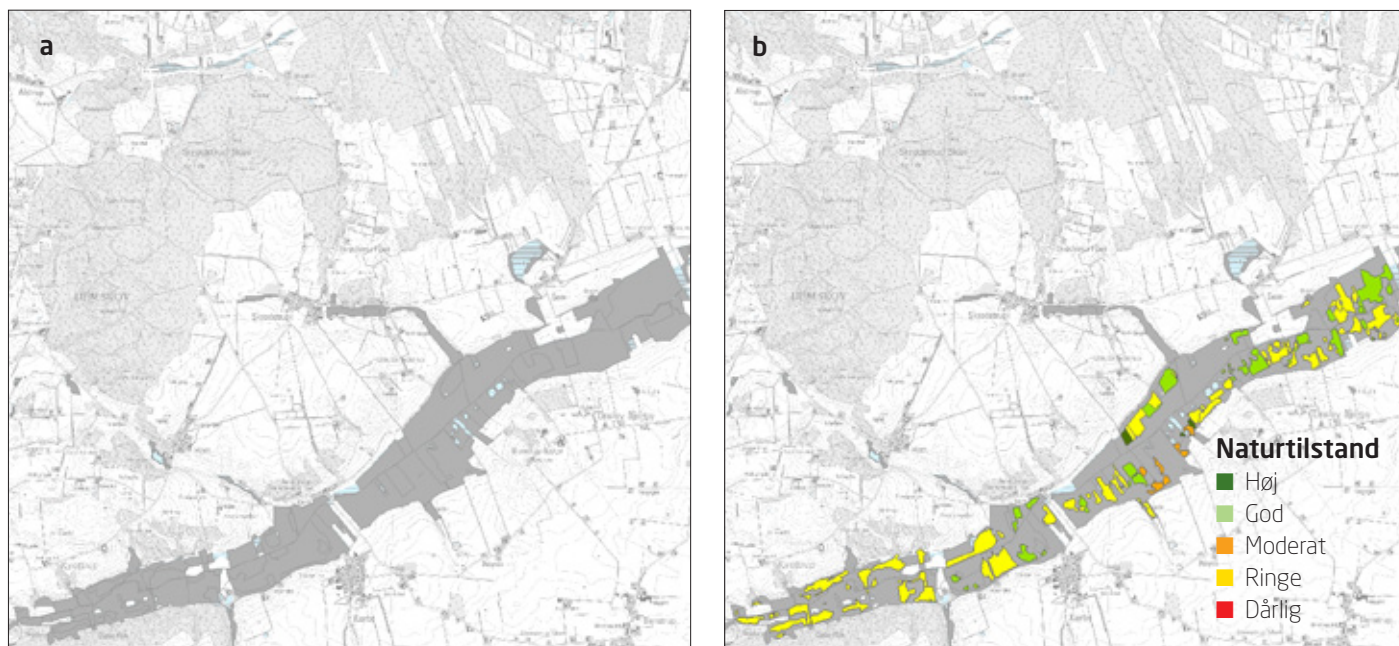


Fig. 2. Kort over moser, enge og rigkær i Kastbjerg Ådal (habitatområde 223). a) Moser og enge, der indgår i den vejledende registrering af de § 3-beskyttede naturarealer i Danmarks Miljøportal. En væsentlig andel af arealerne er besigtiget i feltet af Århus amt. b) Rigkær (habitattype 7230), der er kortlagt og tilstandsvurderet som en del af NATURA 2000-planlægningen. Den detaljerede kortlægning har resulteret i et værdifuldt overblik over, hvor denne sårbare og sjældne naturtype findes i ådalen, og en viden om de enkelte forekomsters aktuelle naturtilstand og forvaltningsbehov. Dette overblik mangler for hovedparten af de naturarealer, der ligger uden for habitatområderne.

ynge- såvel som træfuglelokaliteter. Disse har resulteret i række omfattende analyser af forekomst- og bestandsændringer bl.a. i relation til forskellige miljøforhold. Se fx Lyngs (1992), Thorup (1998), Rabøl & Rahbek (2002) og Meltofte & Clausen (2011).

Det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA)

NOVANA-programmet har siden 2004 omfattet en systematisk overvågning af bevaringstilstand og udvikling for en lang række af de arter og naturtyper, der er omfattet af habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne. I den første overvågningsperiode (2004-2009) er ca. 85 arter af karplanter, mosser, guldsmede, snegle, muslinger, sommerfugle, biller, vandkalve, firben, padder, flagermus og andre pattedyr fra Habitatdirektivets bilag II og IV overvåget fra en til seks gange. Hertil kommer en ekstensiv overvågning af en række ansvarsarter, der er gullistede arter, hvor mere end 20 % af den samlede bestand på et eller andet tidspunkt i deres livscyklus befinder sig i Danmark. Da overvågningen af habitatarterne startede i 2004, var den eksisterende viden om arternes udbredelse særdeles mangelfuld, og i den første overvågningsperiode (2004-2009) har hovedformålet for mange arter således været en indledende kortlægning af, hvor arterne findes.

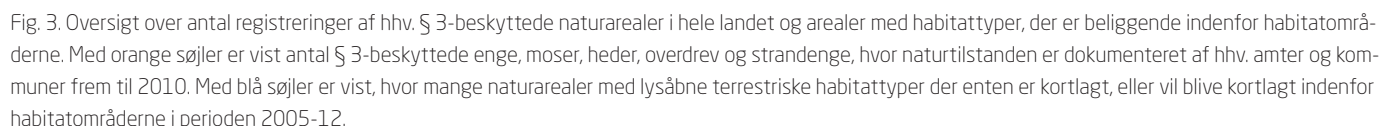
Naturovervågningen i 2004-09 omfatter tillige 18 lysåbne terrestriske naturtyper og 10 skovtyper fra direktivets Bilag I, der er overvåget en eller seks gange i overvågningsperioden. I det nye NOVANA-program (2010-15) er overvågningen udvidet med 16 lysåbne terrestriske naturtyper, og alle arealer overvåges hvert tredje år (Miljøministeriet 2011). For 28 af de 45 terrestriske naturtyper, der er listet på habitatdirektivets Bilag 1, er der i 2005-08

foretaget en fuldstændig kortlægning af deres udbredelse og tilstand indenfor habitatområderne og en stikprøvevis kortlægning uden for habitatområderne (Fig. 2b). I 2010-12 gentages kortlægningen og suppleres med yderligere 17 terrestriske habitattyper med henblik på at generere et opdateret datagrundlag for Natura 2000-planlægningen.

Overvågningen i forbindelse med Vandrammedirektivet har desuden i perioden 2004-2009 bidraget med viden om biodiversiteten i søer, vandløb og havet. Der er således blevet overvåget plante- og dyreplankton, vandplanter og fisk i 227 søer større end 5 ha, og vandplanter i ca. 860 søer mindre end 5 ha. Frekvensen i overvågningen har været 1, 3 eller 6 gange i perioden. I vandløb er smådyr, vandplanter og fisk blevet overvåget på 850 stationer med en frekvens på 1-6 gange i perioden. I havet er overvåget plante- og dyreplankton (11 områder), bundvegetation (23-29 områder, 2-14 stationer pr. område) og bunddyr (25 områder, 35-50 stationer pr. område). Der er herved overvåget med varierende frekvens (fra 13-26 gange pr. år for plankton til en gang årligt for bunddyr). Dertil kommer en målrettet biodiversitetsovervågning af bundplanter og bunddyr på sten- og boblerev (39 rev), blød- og hård bund (hhv. ca. 150 og 850 stationer) med en frekvens på 1-2 gange i perioden.

I revisionen af det nationale overvågningsprogram har der været et større fokus på Danmarks forpligtigelser i forhold til Habitatdirektivet, og biodiversiteten i havet, søerne og vandløbene vil fremover indgå som en del af overvågningen af vandmiljøet. Således vil der ske en kortlægning af alle 59 habitattyper.

Habitatdirektivet har til formål at fastholde eller genoprette gunstig bevaringsstatus for de udpegede arter og naturtyper.



Det store fokus på de tabte naturarealer har ført til, at Miljøministeriet i 2011-13 gennemfører en landsdækkende opdatering af den vejledende registrering af de § 3-beskyttede naturtyper. I forhold til Danmarks nationale målsætninger og internationale forpligtelser på naturområdet er den aktuelle tilstand af naturområderne dog af endnu større betydning for bevarelsen af Danmarks biodiversitet end arealet af de beskyttede naturområder. Det er velkendt at en forvaltningsindsats giver den største biodiversitetsgevinst, hvis levesteder med sårbare og sjældne arter prioriteres først, idet det er her, der er mest at miste (se dog kapitel 3.2). Denne prioritering går i naturforvaltningen under betegnelsen 'brandmandens lov' og forudsætter viden om de enkelte arealers naturtilstand og forvaltningsbehov.



Værdifulde levesteder for sårbare og truede arter i de danske skove er kun i ringe grad undersøgt og kortlagt. Det gælder både forekomsten af gamle træer og dødt ved, skovlysninger, vådområder, græsningsskove og områder med gammel urørt jordbund, hvor mykorrhizadannende svampe såsom slørhatte, ridderhatte, mælkehatte, rørhatte og koralsvampe findes. På billedet ses abrikoskoralsvamp, der vokser under bøgetræer på jordbund med lang skovkontinuitet. Foto: Rasmus Ejrnæs.

I en kortlægning af naturplejebehovet i Danmark har Nygaard m.fl. (2011b) undersøgt, hvor stor en andel af de beskyttede naturarealer, der er besigtiget i felten af de ansvarlige myndigheder og efterfølgende gjort tilgængelig i Danmarks Naturdata. Undersøgelsen har vist, at amterne i perioden 1980-2006 har kortlagt naturindholdet på 25 % af de § 3-beskyttede enge, moser, heder, overdrev og strandenge en eller flere gange. I perioden 2000-2006 har omfanget af amternes kortlægning og registrering af disse naturarealer været relativt stabilt med omkring 2300 arealer om året (se Fig. 3), svarende til knap 1,8 % af Danmarks beskyttede naturarealer. Der er meget stor forskel på, hvor mange registreringer de 16 amter har overført til Danmarks Naturdata og dermed gjort tilgængelige for kommunernes forvaltning af den beskyttede natur. Således har Ribe og Århus amter foretaget én eller flere besigtigelser af mere end halvdelen af de beskyttede naturarealer, medens der blev overført data fra mindre end 10 % af de beskyttede enge, moser, heder, overdrev og strandenge i Sønderjyllands, Nordjyllands og Storstrøms amter.

Siden de overtog ansvaret for naturbeskyttelsen, er mange kommuner kommet godt i gang med at kortlægge de beskyttede naturarealer og skabe et forbedret grundlag for en prioritering af forvaltningsindsatsen. I begyndelsen af marts 2011 havde kommunerne sammenlagt indtastet 22.747 besigtigelser af § 3-beskyttede naturarealer i Danmarks Naturdata (Nygaard m.fl. 2011b), heraf 13.629 registreringer fra heder, overdrev, moser, enge og strandenge. Godt halvdelen af registreringerne er foretaget på § 3-beskyttede arealer, der ikke er besigtiget tidligere. I perioden 2008-2010 har kommunerne årligt foretaget omkring 4200 registreringer af naturtilstanden, hvilket svarer til ca. 2,7 % af de § 3-beskyttede enge, moser, heder, overdrev og strandenge. Opgørelsen omfatter kun registreringer, der er indtastet

i Danmarks Naturdata og giver således et minimumsbillede, da nogle kommuner har foretaget registreringer, som endnu ikke er gjort offentligt tilgængelige. Der er store regionale forskelle i registreringsindsatsen, og nogle kommuner har gennemført en kortlægning af en meget væsentlig andel af deres beskyttede naturarealer, mens andre endnu ikke har indtastet besigtigelser i naturdatabasen.

Sammenlagt har amter og kommuner i perioden 2000-2010 foretaget én eller flere registreringer af naturens tilstand på 23.000 arealer, svarende til knap 20 % af de enge, moser, heder, overdrev og strandenge, der indgår i den vejledende registrering for hele landet. Til sammenligning er der i perioden 2005-2008 kortlagt 9000 forekomster med 18 udvalgte lysåbne, terrestriske habitattyper indenfor habitatområderne. Denne viden bliver anvendt til at foretage en prioritering af den forvaltningsindsats, der indgår i de statslige naturplaner (<http://prior.dmu.dk>). I perioden 2010-12 bliver registreringen udvidet med yderligere 17 lysåbne habitattyper, og der er planer om at kortlægge godt 18.000 forekomster med habitatnatur. Der bliver således indsamlet mere viden om naturens tilstand indenfor habitatområderne, der kun dækker 7,4 % af Danmarks areal, end på de § 3-beskyttede naturarealer i hele landet.

Det skal også nævnes, at der i perioden 2000-2010 for størstedelen af de 28.000 km beskyttede vandløb er foretaget kvalitetsvurdering på baggrund af Dansk Vandløb Fauna Indeks, som er baseret på sammensætningen af smådyrsfaunaen. Dette er et led i vandmiljøovervågningen, og data er anvendt i forbindelse med de statslige vandplaner. Ud fra et biodiversitetssynspunkt er dette udmærket, men afspejler ikke den biodiversitet – og dermed samlede kvalitet af naturen – som også omfatter vandplanter og fisk. Specielt for planterne har overvågningen været relativt begrænset. Overvågningen af kvaliteten af søer har været endnu mindre og har stort set udelukkende omfattet undersøgelse af planktonalgebiomasse og diversitet og vandplantetvækst i ca. 1000 søer (i ca. 200 søer også planktonsammensætning, bundlevende smådyr og fisk).

Manglende viden

Vi mangler således viden om en meget væsentlig andel af de beskyttede naturarealers aktuelle naturtilstand og plejebehov, hvilket gør en omkostningseffektiv prioritering af forvaltningsindsatsen efter brandmandens lov meget vanskelig. Manglende viden om naturlokaliteternes tilstand medfører, at mange kommuner famler i blinde og risikerer at bruge forvaltningsmidler på lokaliteter i en ringe naturtilstand, som eksempelvis afvandede og hyppigt omlagte ferske enge, hvor en aktiv indsats kun vanskeligt kan genskabe værdifulde levesteder. Manglende kortlægning medfører også, at man overser væsentlige levesteder, der stadig rummer sjældne og sårbare arter. Dette indebærer en væsentlig risiko for at disse arealer gror til, afvandes, tilplantes, ryddes, næringsstofberiges eller på anden måde forringes.

Fordelt på levesteder vil vi pege på, at der især mangler viden om og kortlægning af:

1. Skovenes biodiversitet;
2. Havets biodiversitet;

3. Jordbundens biodiversitet;
4. Småbiotopernes biodiversitet;
5. Lysåbne naturtyper uden for habitatområderne.

Skovenes biodiversitet er kun i ringe grad undersøgt og kortlagt, og det er derfor kun muligt at lave et foreløbigt kort over de mest værdifulde gamle løvskove i Danmark. Fokus i værdisætningen har helt naturligt været på truede organismer knyttet til gamle træer og dødt ved, eksempelvis epifytiske laver og vedboende biller og svampe. Løvskovene har dog også andre meget artsrige levesteder, eksempelvis gammel urørt jordbund og skovlysnings med lang kontinuitet. Der er således ingen tvivl om, at der stadigvæk findes værdifulde levesteder i skovene, som ikke er kortlagt, og derfor er grundlaget for udpegning af naturskove endnu ufuldstændigt.

Havets biodiversitet er tilsvarende dårligt kortlagt, og her er udfordringen i høj grad praktisk, idet det er meget resursekrævende at gennemføre en kortlægning. Jordbundens biodiversitet er tilsvarende et område vi ikke ved så meget om, men der er tydelige indikationer på, at gamle jordbunde i skove og lysåbne naturtyper er levesteder for mange truede arter af svampe, jordbundsdyr og mikroorganismer. Med undtagelse af de mange små vandhuller, bidrager småbiotopernes biodiversitet ikke så meget til biodiversiteten på national skala, men kan være helt afgørende for nutidig og fremtidig biodiversitet på lokal og regional skala, fordi de små hotspots kan indeholde reliktføremønstre af arter, som er forsvundet fra det omgivende landskab.

Som beskrevet ovenfor er de lysåbne naturtyper kortlagt godt indenfor habitatområderne, mens der på de resterende 92,6 % af landarealet er store huller i kortlægningen. Fundet af hidtil ukendte, men fremragende levesteder under kortlægningen af habitatområderne understreger betydningen af denne manglende viden (se Fig. 2).

Der er mange arter, vi mangler viden om. Hvis vi fokuserer på store artsgrupper, som har en kendt følsomhed overfor menneskelige påvirkninger, og som ikke nødvendigvis kan repræsenteres gennem overvågning af fugle og planter, så mangler vi især viden om:

1. Epifytiske og jordboende laver;
2. Jordboende svampe;
3. Ferskvandsmuslinger og snegle;
4. Leddyr (fluer, svirrefluer, svampemyg, bladbiller, møgbiller, sommerfugle, edderkopper, myrer m.fl.).

Der findes så mange arter, at det hverken er en klog eller realistisk ambition at kende alle arternes tilstand og udvikling, men det er en god ambition at kende variationen af arter indenfor de væsentligste grupper, og kende nok til deres udbredelse og økologi til at kunne vurdere, om de stiller krav til levestederne, som ikke kan beskrives af indikatorer indenfor overvågede organismer. Desværre 'hænger' vores viden om mange af de stærkt specialiserede artsgrupper på nogle få dedikerede amatører, og der er ikke umiddelbart tegn til, at en ny generation af artskenedere står i kø for at overtage og videreføre denne naturhistoriske kompetence. Naturhistorie og artskenedskab har været i lav kurs i skoler, gymnasier og på universiteterne i de seneste årtier, og



Sortsømmet blomsterbuk på blomst af hvid okseøj

dette afspejler sig i de studerendes kompetencer og præferencer. Hvis der igangsættes en professionel overvågning af nogle af disse organismegrupper, må man dog forvente en stimulering af de faglige miljøer. Indtil da afhænger vores viden om arterne i høj grad af amatørers engagement og frivillige arbejde.

Tak

15. juni Fonden takkes for støtte til arbejdet med dette kapitel.

Referencer

- Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Lyngs, P. 1992: Ynglefuglene på Græsholmen 1925-90. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 86: 1-93.
- Meltofte, H. (red.) 2010: Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. – Det Grønne Kontaktudvalg.
- Meltofte, H. & P. Clausen 2011: Forekomsten af svømmefugle på Tipperne 1929-2007 i relation til Ringkøbing Fjords miljøforhold. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 105: 1-120.
- Miljøministeriet 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse. – Miljøministeriet.
- Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Juel & R. Heidemann 2011a: Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 – en stikprøveundersøgelse. – Faglig rapport fra DMU nr. 816.
- Nygaard, B., G. Levin, R.M. Buttenschøn & R. Ejrnæs 2011b: Kortlægning af naturplejebehov. Notat vedr. delprojekt 1 i projektet: Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. – Aarhus Universitet.
- Pihl, S. & K.N. Flensted 2011: A Red List Index for breeding birds in Denmark in the period 1991-2009. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 105: 211-218.
- Rabøl, J. & C. Rahbek 2002: Population trends in Baltic passerine migrants, elucidated by a combination of ringing data and point- and summer-count indices. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 96: 15-38.
- Søgaard, B., R. Ejrnæs, B. Nygaard, P.N. Andersen, P. Wind, C. Damgaard, K.E. Nielsen, J. Teilmann, J. Skriver, D.L.J. Petersen & T.B. Jørgensen 2008: Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001-2007). Danmarks bidrag til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet. / I: Eionet Central Data Repository: Habitats Directive: Report on Implementation Measures. Eionet (html).
- Thorup, O. 1998: Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 81: 1-192.



Hvordan sikrer vi skovenes biodiversitet?

Hans Henrik Bruun og Jacob Heilmann-Clausen

Biologisk Institut, Københavns Universitet

Skovenes følsomme biodiversitet

At skovene er vigtige for den biologiske mangfoldighed er velkendt. Af samtlige rødlistevurderede arter i Danmark er ca. 65 % tilknyttet skov, og knap 40 % findes udelukkende her. De organismegrupper, det især drejer sig om, er svampe, insekter og epifytiske laver og mosser. I dette kapitel vil vi gå bag om, hvorfor disse arter er sjældne, se på hvilke skove der er vigtigst, og hvad der skal til for at sikre den biologiske mangfoldighed i fremtiden.

For det første er det vigtigt at konstatere, at skovens arter har vidt forskellige økologiske tilpasninger, som er afgørende for deres situation i det moderne landskab. Det første fordelende filter vedrører skovens kontinuitet og rumlige fordeling. De fragmenterede danske skove er relativt gavnlige for arter med godt spredningspotentiale, mens arter med ringe spredningspotentiale i høj grad er bundet til de skovfragmenter, der overlevede skovminimummet omkring år 1800. Disse gamle skove med kontinuitet udgør i dag mindre end 1 % af Danmarks landareal (~ 35.000 ha) (Skov- og Naturstyrelsen 1994). Det er i disse skove, at langt størsteparten af de truede arter findes.

Skov med lang kontinuitet er hverken jævnt eller tilfældigt fordelt i Danmark, men derimod mere eller mindre sammenklumpet i bestemte egne. Disse geografiske mønstre blev grundlagt 1000 år eller mere tilbage i tiden. Sagt mere udførligt: Der er et påfaldende sammenfald mellem tre tilsyneladende uforenelige størrelser: 1) Udbredelsen af bebyggelsesnavne fra den sidste landnamsfase i Danmarkshistorien, nemlig den i tidlige middelalder – det er bynavne som ender på -rød, -tved og -holt, 2) udbredelsen af skov i den tidligste pålidelige landsdækkende kortlægning, nemlig Videnskabernes Selskabs Kort fra 1762-1822, og 3) vores dages udbredelse af skove med høj biodiversitet (Fig. 1). Vores dages skove med lang kontinuitet ligger altså i de egne, der var mindst skovfattige i tiden omkring skovminimummet, hvilket også er de samme egne, hvor der endnu kunne ryddes skov til nybosættelse i tidlig middelalder – alle andre egne var allerede

da stort set skovløse. Fra et biodiversitetssynspunkt er der langt højere chance for succesfuld kolonisering af en nyplantet skov, hvis den rejses på en i forvejen skovrig egn. Eksempelvis er flo-

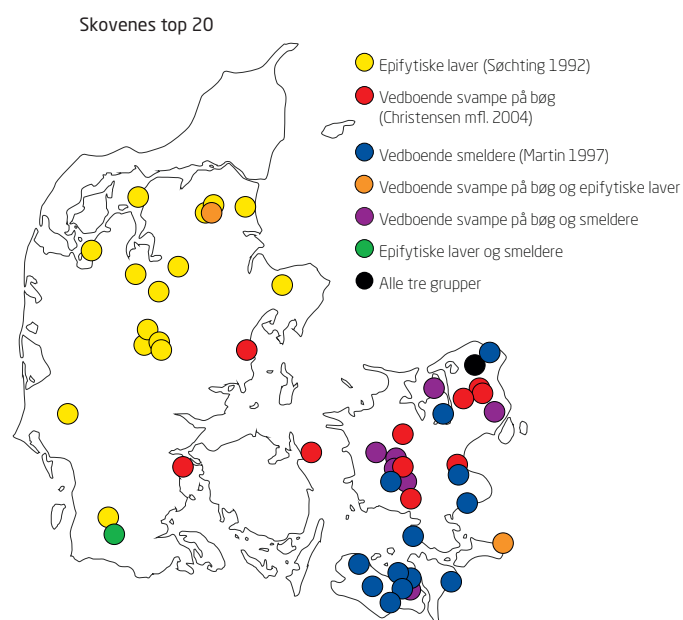


Fig. 1. Oversigt over top 20-skove (i alt 49 lokaliteter) for tre grupper af organismer foreslået som indikatorer for særligt værdifulde skove af henholdsvis Søchting (1992), Christensen m.fl. (2004) og Martin (1992). For vedboende svampe og smeldere er oplysninger opdateret ultimo 2010, mens data for de epifytiske laver ikke er opdateret siden 1977. Baseret på vores nuværende viden er der ingen skove på Bornholm, der ligger i top tyve indenfor de belyste organismegrupper.

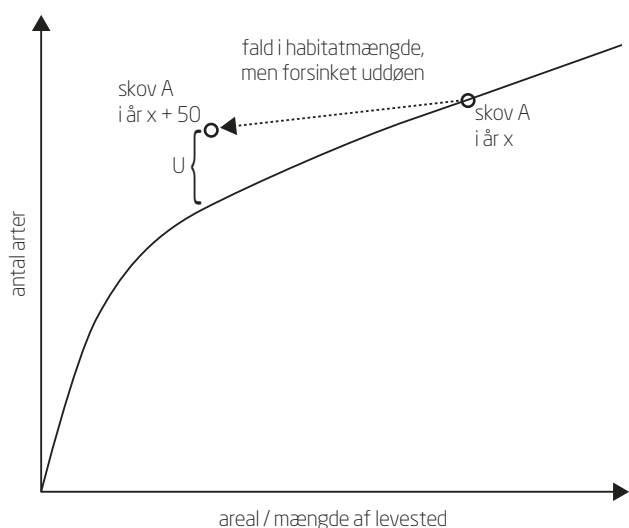


Fig. 2. Principet bag forsinket uddøen. Den krumme kurve illustrerer den gennemsnitlige sammenhæng – for danske skove – mellem mængden af levested (fx skovareal, mængden af dødt ved, antal gamle træer el.lign.) og artsantallet. De to små cirkler illustrerer den samme lokalitet (skov A) i dag og for 50 år siden. Dengang var mængden af levested mere end dobbelt så stor som nu. Reduktionen har medført et tab af arter, men ikke nær så stort som man skulle forvente – der er en uddøensgæld ("U"). Med tiden vil artstallet efterhånden komme til at afspejle mængden af levested (den venstre cirkel vil bevæge sig ned mod kurven). Men i en lang overgangsfase 'opfører' den formindskede skov sig, som om den var større, end den egentlig er.

raen i Kongelunden stadig ganske fattig her 200 år efter, at den anlagdes på den da fuldstændig skovløse ø Amager.

Det næste filter vedrører udbuddet af levesteder i skovene. Selv gamle løvskove med lang kontinuitet kan nemlig være fattige på de elementer, der er vigtige for skovens biologiske mangfoldighed. Nøglefaktorerne er vand, gamle træer, dødt ved og tilstedeværelse af lysninger, især skovenge. Naturlig hydrologi i danske skove er i høj grad en mangelvare. Petersen (1997) undersøgte den historiske udvikling for lavbundsarealer i Grib Skov og tre andre statsskove i Nordsjælland og fandt, at mellem 77 og 86 % af disse skoves vådområder er drænet bort siden 1857-58. Denne tørre ensartethed betyder, at arter tilknyttet skovhabitater med konstant eller varierende våd bund mangler eksistensmuligheder. Manglen på vådområder betyder desuden, at luftfugtigheden som helhed er lav i skovene. Der mangler også lys i skovbunden, eftersom sumpskove generelt er lysere end de tættere skove på veldrænet bund.

Hvad angår dødt ved, så findes der i naturlig løvskov på vore breddegrader 75-250 m³ per ha – alt afhængig af naturlig produktivitet, topografi etc. I skarp modsætning hertil ligger dagens gennemsnit for danske skove på 5,1 m³ per ha – det vil sige et sted mellem 2 og 7 % af det naturlige niveau (Nord-Larsen m.fl. 2010). Omtrent halvdelen af de rødlistede skovarter er knyttet til dødt ved i en eller anden form. Det drejer sig især om forskellige grupper af svampe, herunder poresvampe, samt om flere forskellige grupper af insekter, fx torbister, træbukke, smældere

og svirrefluer. En del arter af disse grupper er desuden knyttet til gamle træer, fx til hulheder med træsmuld eller til saftsivende sår på stammer og grene. Endvidere frembyder bark og eksponeret dødt ved på veterantræer en lang række forskelligartede levesteder for epifytiske mosser og laver. For epifytter såvel som for mange vedboende insekter er mikroklimaet omkring træerne af stor betydning. Nogle arter foretrækker solbeskinnede bark, andre skygget. Mange epifytarter er tilknyttet stammer, hvor de fremmes af høj luftfugtighed kombineret med lys og knudret bark – en sjælden cocktail. Undersøgelser fra svenske bøgeskove viser, at sådanne forhold næsten kun findes i bevoksninger, der er mindst 200 år gamle. Der mangler tal for, hvor mange rigtigt gamle træer der findes i de danske skove, men tal fra Nord-Larsen m.fl. (2010) giver et fingerpeg. Arealet med skov med en gennemsnitlig alder på mindst 150 år opgøres her til 5682 ha, svarende til under 1 % af det samlede skovareal.

Skovlysninger frembyder en række forskelligartede levesteder. De byder på indre skovbryn, der ofte fremstår som en langt mere gradvis overgang mellem skov og skoveng end de skarpt tegnede skel mellem skov og agerland, som er dominerende i dag. Gradvise skovbryn betyder varierende grader af lys og luftfugtighed i mange tænkelige kombinationer og deraf følgende forskelligartede levesteder, hvoraf en del er yderst sjældne i dagens landskab. Desuden er de indre skovbryn langt mindre påvirkede af kvælstofafsætning på stammer, grene og løv end ydre skovbryn mod agerland. Som følge heraf findes en lang række kvælstoffølsomme laver i dag stort set kun på træer i skovbryn mod lysninger og mod fjorde og andre farvande. Lysninger på fugtig bund, skovenge, udgør levesteder for en lang række insekter, herunder ikke mindst et antal iøjnefaldende dagsommerfugle. Der er næppe rigtig mange plantearter med specifik tilknytning til skovenge – de fleste kunne ligeså godt trives på enge uden for skov. For sommerfugle og andre insekter er det imidlertid ikke tilstrækkeligt, at deres værtsplante er til stede på en lokalitet. Der skal også være et egnet mikroklima. Det varme og fugtige mikroklima på skovenge i kombination med stor rigdom på plantearter med insektbestøvede blomster er forudsætningen for den store mangfoldighed af insekter knyttet til dette levested. Skovlysninger kræver høslet eller græsning af store planteædere, fx kvæg. Forbuddet mod græsning i skove, der blev indført med fredsskoveforordningerne omkring år 1800, har historisk medført et meget stort tab af skovlysninger. Aktuelt betyder manglende økonomi ved husdyrgræsning og et modsætningsforhold mellem engdrift og jagtinteresser, at skovengene og deres insektfauna er presset til det yderste i dagens landskab. De arter af dagsommerfugle, der er knyttet nært til skovenge, er tæt på at forsvinde helt fra Danmark. Udover det konkrete tab af de nævnte levesteder medfører det moderne skovbrug med store fladedækkende forstlige foryngelser så voldsomme og ensartede omslag i skovens lys- og mikroklima, at mange arter ikke kan følge med.

Kun i nogle få skovfragmenter har kombinationen af lang kontinuitet og skånsom drift de sidste 200 år betydet, at nogle af de mest følsomme skovarter har kunnet overleve – mange steder i små og isolerede bestande, som ikke kan opretholde sig selv på længere sigt. Inden for biologien taler man om forsinket uddøen for sådanne arter, der overlever på trods af sparsomme levesteder og manglende spredningsmuligheder. Forsinket uddøen gør, at



Vanddækkede partier i naturskoven Høstemark Skov efter løvfald i oktober.

de naturmæssigt bedste skove indeholder flere arter end deres størrelse tilsiger, men at mange af disse er på sikker kurs mod lokal uddøen, hvis der ikke sker en fremgang i mængden af levested lokalt eller en forbedring af spredningsmulighederne regionalt. Og når denne proces når til den sidste skov, er resultatet national eller global uddøen.

Den positive side af forsinket uddøen er, at de danske skove har en meget større pulje af følsomme skovarter, end man kan forvente ud fra det aktuelle udbud og fordeling af levesteder. Ved at sætte ind med en målrettet beskyttelsesindsats rummer forsinket uddøen en chance for rette op på fortidens 'synder'. Det svarer lidt til, at en glasvase falder ned fra bordet i slow motion og vi – i normal hastighed – kan nå at gribe den, inden den smadres mod stengulvet (Fig. 2). Vi kan dog næppe vente meget længere. Resolut handling er påkrævet.

Behov for kortlægning

En målrettet indsats kræver imidlertid viden om, hvor de følsomme arter findes, og det kræver aktive tiltag for at udvide udbuddet af levesteder omkring hotspots med særligt mange og levedygtige bestande af disse arter. Hvor meget ved vi så om, hvor

sådanne hotspots findes? Kortet i Fig. 1 er et forsøg – dækkende viden mangler desværre – på at svare på spørgsmålet for tre grupper af arter, der er foreslået som indikatorer for særligt værdifulde gamle løvskove. Det er tydeligt, at de epifytiske laver har et afvigende mønster, idet de fleste værdifulde lokaliteter findes i det centrale og nordlige Jylland. Disse egne er begunstiget af relativt høj nedbør og historisk af lavere luftforurening end andre skovrige egne. Det har hjulpet flere af de udtørings- og luftforureningsfølsomme laver til at overleve netop her. Smælderne er omvendt sydøstlige i deres udbredelse, bl.a. fordi gruppen omfatter mange sydlige, varmekrævende arter. Det er bemærkelsesværdigt, at kun en enkelt lokalitet, Grib Skov, er i top 20 for alle tre organismegrupper.

Desværre er det usikkert, hvor præcise og fyldestgørende disse data er. Data for de epifytiske laver stammer således fra undersøgelser i 1975-1977, mens data for vedboende smældere er baseret på en lystbetonet og frivillig kortlægningsindsats af både amatører og nogle få professionelle. Disse data er næppe dækkende, bl.a. fordi det kan være omstændeligt – nogle gange helt umuligt – at få tilladelse til lovlige undersøgelser i private skove. På trods af disse svagheder er kortet relevant. Det siger helt sik-

kert noget rigtigt om de overordnede geografiske mønstre for biologisk mangfoldighed i de danske skove, og det er interessant i forhold til ejerskabsforhold og beskyttelse. Af de 49 skove på kortet er de 36 (73 %) således privatejede, og under halvdelen er beskyttet som urørt skov. Desuden er det tydeligt, at de bedste skove for én organismegruppe ikke nødvendigvis er de vigtigste for en anden.

Denne kortlægnings ufuldstændighed understreger også behovet for en kortlægning af naturværdier i de danske skove, privat såvel som offentligt ejede. En sådan kortlægning er uomgængelig, hvis beslutninger om virkemidler, prioritering af arealer og evaluering af indsatsen for at bevare skovens biologiske mangfoldighed skal kunne foretages på et oplyst grundlag.

Beskyttelse af skovenes biodiversitet

Ifølge det nationale skovprogram (Skov- og Naturstyrelsen 2002) er det målet, at 10 % af skovarealet (dvs. min. 57.000 ha) inden år 2040 skal have natur og biologisk mangfoldighed som primært driftsmål. Hovedpillen i den hidtidige beskyttelsesstrategi har været Naturskovsstrategien fra 1994 (Skov- og Naturstyrelsen 1994). Ifølge de seneste opgivelser fra Naturstyrelsen er godt 17.000 ha skov omfattet af strategien, men kun 6.290 ha er beskyttet som urørt skov. Disse arealer omfatter først og fremmest de ældste løvskove indenfor statsskovene, ofte små isolerede bevoksninger, men der indgår også betydelige arealer med nåleskov og skovmoser. Resten af arealerne under naturskovsstrategien henligger med plukhugst, eller – i mindre omfang – som græsnings- eller stævningskov. Især for arealerne udlagt til plukhugst kan det diskuteres, om det primære driftsmål egentlig er biodiversitet.

Næste hovedpille vil blive habitatdirektivet, der netop er ved at blive udmøntet i praktiske naturplaner for de skove, der ligger indenfor udpegede habitatområder. Der findes 66.217 ha skov indenfor Natura 2000-områderne, hvoraf 16.141 ha er kortlagt som EU-udpegede skovnaturtyper. Størsteparten udgøres af almindelig drevet skov, men det er også her, at de fleste beskyttede urørte skove findes. Det er afsat 252 mio. kr. til at øge naturindholdet indenfor habitatområderne over de næste 6 år. Omregnet til kroner pr. ha privatejet Natura 2000-skov svarer beløbet til ca. 5000 kr/ha – et beløb som er helt utilstrækkeligt til at sikre biodiversiteten i disse skove.

En strategi for indsatsen

Der er langt op til overliggeren i det nationale skovprogram – selv efter udmøntningen af habitatdirektivet – og der mangler i høj grad en strategi for, hvordan det danske samfund mest effektivt kan standse tilbagegangen for skovens biologiske mangfoldighed. Som vi allerede har påpeget, må en effektiv strategi tage udgangspunkt i en kortlægning af skovens biologiske mangfoldighed – dens nøglebiotoper. Derefter går strategien ud på at omsætte den forsinkede uddøen til et aktiv. Det kan kun ske ved, at levestedsforholdene forbedres målrettet i de mest biologisk værdifulde skove, således at negativ populationsudvikling vendes til fødselsoverskud og bestandsfremgang. Præcis hvilke habitatforhold, det er mest kritisk at forbedre i en given nøglebiotop – gamle træer, dødt ved, naturlig hydrologi eller tilstedeværelse af skovenge – vil afhænge af, hvilke arter der er til stede, og derfor er der brug for flere mulige driftstiltag. Og forbedringer skal ikke kun foregå lokalt i de isolerede nøglebiotoper. Langt de fleste

steder vil det være helt afgørende for succesen at binde mindre nøglebiotoper sammen i større helheder. Ellers ender vi med små frimærker med egnede habitater, men uden de sjældne habitat-specialister, det var målet at beskytte. Det vil i alle tilfælde være umuligt at forene forstlig drift med optimal forvaltning i de områder, der har afgørende betydning for den biologiske mangfoldighed. Forstlig drift omfatter her også de gængse typer af såkaldt naturnær skovdrift.

Mere konkret foreslår vi følgende målrettede plan for at sikre tilstrækkeligt store og velfungerende levesteder til på langt sigt at bevare bestandene af de typiske arter i de danske skove:

- Kortlægning af alle vigtige refugier (nøglebiotoper) for følsomme skovtilknyttede arter (både i og uden for habitatområder og omfattende ikke EU-udpegede skovtyper).
- Udlægning af urørt skov i disse refugieskove (anslået 20 % af det samlede areal af habitatskovtyper i og uden for habitatområderne). Urørt skov kan være åben for publikum, og der kan være græsning i skoven.
- Udlægning af urørt skov omkring de refugieskove, som er for små til at opretholde levedygtige bestande af truede arter.
- Generel forøgelse af mængden af gamle træer og dødt ved samt et stop for mekanisk jordbehandling og dræning i de øvrige habitatskove. For bøgeskov på muldbund taler vi om en målsætning om minimum 50 træer med stammediameter større end 80 cm dbh og 30 m³ dødt ved pr. ha skov.
- Øgede arealer med fugtige og vekselfugtige partier og lysåbne naturtyper i skoven, herunder især skovenge og halvåbne områder med gamle træer. I den forbindelse bør Skovlovens generelle begrænsning af græsning i skoven lempes.

For at opnå dette mål, foreslår vi en tostrengt strategi, der skal sikre, at en tilstrækkelig stor andel af Danmarks skov, med udgangspunkt i de naturmæssigt mest værdifulde, udpeges til naturformål og sikres for eftertiden med dette formål som førsteprioritet.

Streng 1 er rettet mod skovejere, der hovedsageligt ønsker at drive skovdrift.

1. Staten mageskifter ad frivillighedens vej de naturmæssigt mest værdifulde privatejede skove mod dele af dens forstlig veldrevne produktionsskov. Dette må ske over en længere årrække og ifølge en langsigtet plan.
2. Passende bestemmelser tinglyses på ejendommen, fx forbud mod hugst, forbud mod dræning og vedligeholdelse af dræn, evt. forbud mod jagt, offentlighedens ret til færdsel på eller uden for veje og stier. Præcis hvilke bestemmelser afhænger af hvilken natur, der skal sikres.
3. Staten kan derefter godt sælge skoven igen, men naturligvis til en meget lavere pris.

Streng 2 er rettet mod skovejere med særligt fokus på herligheds-værdier.

1. Staten yder støtte i form af engangsbeløb mod tinglysning af passende bestemmelser, fx en vis mængde gamle træer og dødt ved pr. hektar, vandstandshævning, græsning eller høslæt af skovenge, udvidet offentlig adgang udenfor jagttid etc.

Uanset model, er det helt afgørende at sikringen af den biologiske mangfoldighed på et areal er varig. Tankegangen i den beskrevne model er, at staten skal købe nøglebiotoper i skoven, juridisk indskrænke råderetten til gavn for naturen, og så eventuelt sælge igen (med forventet tab). Pointen med salg af skovparter til naturlig glade købere er at kunne finansiere yderligere sikring af skov eller anden natur. Det forudsætter naturligvis, at staten som sælger har sikkerhed for, at biodiversitet stadig har førsteprioritet efter handlen eller støttens udbetaling. Fredning efter kapitel 6 i Naturbeskyttelsesloven er måske juridisk set det bedste instrument til at opnå dette, men fredningssystemet er slet ikke gearret til at håndtere den sagsmængde, som en effektiv beskyttelse ville kræve.

Det bør i princippet være ligegyldigt for bevaring af biodiversitet, om en skov har offentlig eller privat ejer, når blot naturen har førsteprioritet på området, og denne status er tinglyst på ejendommen. Ejerforholdene er derimod ikke underordnede i forhold til befolkningens muligheder for at opleve samme biodiversitet, medmindre fri færdsel er tinglyst på ejendommen (hvor særlige forhold ikke taler imod fri færdsel). Det er muligt, at et forbud mod jagt (oveni forbud mod skovdrift og dræning) kan

medføre, at skovens handelsværdi bliver meget lav. I så fald kan staten lige så godt beholde skoven.

Referencer

- Chistensen, M., J. Heilmann-Clausen, R. Walley & S. Adamcik 2004: Wood-inhabiting fungi as indicators of conservation value in European beech forests. Side 229-237 i: M. Marchetti (red.): Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality. – European Forestry Institute Proceedings 51, Saarijärvi.
- Martin, O. 1992: Økologiske krav hos smældere fra skov. Side 32-37 i: P. Sørensen & K. Thomsen (red.): Danmarks Naturskove. – Rapport fra Symposium på Århus Universitet d. 28 marts 1992, Nepenthes.
- Nord-Larsen, T., A. Bastrup-Birk, I.M. Thomsen, B.B. Jørgensen & V.K. Johannsen 2010: Skove & plantager 2009. – Skov og Landskab, Københavns Universitet.
- Petersen, F.R. 1997: Decline of mires in four Danish state forests during the 19th and 20th century. – The Research Series, vol. 21, Skov og Landskab.
- Skov- og Naturstyrelsen 1994: Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper. – Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Skov- og Naturstyrelsen 2002: Danmarks Nationale Skovprogram. – Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Søchting, U. 1992: Naturskovens laver – indikatorer for økologisk kontinuitet. Side 45-51 i: P. Sørensen & K. Thomsen (red.): Danmarks Naturskove. – Rapport fra Symposium på Århus Universitet d. 28 marts 1992, Nepenthes.



Hvordan sikrer vi græslandets og hedens biodiversitet?



Rasmus Ejrnæs¹ og Rita Buttenschøn²

¹Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

²LIFE, Københavns Universitet

Tilstand, udvikling og trusler

Græsland (overdrev) og hede er de naturlige økosystemer, som udvikles på tør lysåben bund i Danmark. De vigtigste naturlige kårfaktorer er topografi, jordbundstype og jordens surhedsgrad, pH, som samtidig i store træk bestemmer, om arealerne udvikles til græsland eller hede. Græsland findes typisk fra pH 4 til 8, mens hede typisk forekommer fra pH 3 til 5. I denne rapport behandles kystklitternes biodiversitet under kysterne, selvom der er stort biologisk overlap med græsland og hede.

I praksis adskilles græsland og hede ud fra den relative forekomst af urter og dværgbuske, hvor heden domineres af dværgbuske og græslandet af urter, særligt græsser. Overgangen mellem de to er flydende, og det giver derfor god mening at behandle dem under et. Forudsætningen for både hede og græsland er en jordbund, som er naturligt fattig på makronæringsstofferne fosfor og kvælstof, samt tilbagevendende forstyrrelser, som holder vegetationen åben (Ejrnæs m.fl. 2007). Den vigtigste forstyrrelse er græsning, men også brand, sandflugt, kysterosion, sedimentation og landhævning vil kunne medvirke til, at der til stadighed vil være varme lysåbne områder for de specialiserede planter, dyr og svampe.

Græsland og hede har været en naturlig del af de tempererede økosystemer (Svenning 2002, Nielsen 2009) – også før det moderne menneske tog fat på at rydde skovene. Blot har landskabet set væsentlig anderledes ud end i dag, med langt mere skov og langt flere jævne overgange mellem naturtyperne.

Græsland og hede er i dag stærkt truede naturtyper, som har gennemgået en voldsom arealmæssig tilbagegang i Danmark gennem de seneste 200 år (Levin & Normander 2008). Græsland har været særlig udsat for konvertering til intensivt landbrug

gennem tiden, fordi græsland typisk forekommer på bedre jord end hede, og derfor har været mere attraktivt at dyrke intensivt. Både græsland og hede er i stort omfang blevet fortrængt fra kystzonen, hvor tidligere tiders ekstensive husdyrgræsning er blevet erstattet af en omfattende rekreativ udnyttelse, herunder udstykning til sommerhusområder (Nygaard m.fl. 2011). Sommerhusgrunde er mange steder etableret på arealer med hede og overdrev, og det har medført, at græsningen af kystskrænterne og det marine forland er ophørt.

Græsland og hede er i dag beskyttet af naturbeskyttelsesloven, men der sker stadigvæk arealtab som følge af opdyrkning og urbanisering (Nygaard m.fl. 2011). De væsentligste trusler i dag er dog ophørt græsning samt næringsbelastning og forsurening fra luften (kvælstof) og via udvaskning til skrænter (kvælstof og fosfor) (Duprè m.fl. 2010). Dertil kommer truslen fra fragmentering: Mange arealer med græsland og hede er så små, at bestande af sjældne dyr, planter og svampe har en høj risiko for at forsvinde uden mulighed for at kunne genindvandre (Hanski & Ovaskainen 2000). Sjældne og karakteristiske arter, som er i stadig tilbagegang i græsland og hede, tæller bl.a. jordboende laver, typiske karplantearter, dagsommerfugle, torbister, løbebiller og vokshatte (Ejrnæs & Nygaard 2011). Arterne er truet af ophørt græsning og næringsbelastning, som medfører, at der mangler levesteder for arter, som kræver en meget åben og lav vegetationsstruktur, frisk gødning fra de græssende dyr og en artsrig plantevækst med de rette værts- og nektarplanter.

På mange arealer med græsland og hede skyldes den dårlige biologiske tilstand i dag ikke nutidige påvirkninger, men derimod drifthistorien i form af historisk opdyrkning og gødskning med tab af arter til følge. Dertil kommer den historiske afsætning og



Fig. 1. Et af Danmarks rigeste græslandsområder ligger ved Skibtvad syd for Frederikshavn. Området er Natura 2000-område, og derfor foreligger der en kortlægning. Selvom området er rigt på surt græsland (6230), kalkgræsland (6210), enebærkrat (5130), tør hede (4030) og rigkær (7230), er det som man kan se på dette luftfoto præget af fragmentering som følge af opdyrkning og tilplantning, randeffekter, næringsstofbelastning og ophørt græsning. Som følge heraf er mange af områdets registrerede naturtyper i en ugunstig tilstand (gule og orange farver i modsætning til de grønne farver med god tilstand). De fleste danske levesteder er dog ikke kortlagt og tilstandsvurderet på tilsvarende vis, så der kender vi ikke levestedernes størrelse og tilstand. Kilde: <http://prior.dmu.dk>.

ophobning af forsurende og gødende svovl- og kvælstofforbindelser.

Målsætninger

Hvis den overordnede målsætning består i at redde biodiversiteten knyttet til græsland og hede anbefales følgende mere konkrete målsætninger:

- Eksisterende levesteder for sårbare arter knyttet til græsland og hede sikres en langsigtet græsning og beskyttes mod belastning af næringsstoffer fra naboarealer.
- Potentielle levesteder, som i dag er forringet grundet tilgroning, bør genoprettes ved genindførelse af græsning og om nødvendig indledende rydning.
- Arealet af fungerende levesteder med græsland og hede for sårbare arter af dyr, planter og svampe bør være stigende op til et niveau, hvor det understøtter den langsigtede overlevelse af disse arter.

De tre målsætninger er opstillet i prioriteret rækkefølge efter den såkaldte 'Brandmandens Lov'. Brandmandens lov er en tommelfingerregel for omkostningseffektiv naturbeskyttelse, som tilsiger, at man først skal redde det, der i dag er fungerende levesteder for arterne, dernæst skal forbedre det, som er potentielle

levesteder, og endelig skal genoprette levesteder i det omfang, det er nødvendigt for at imødegå fragmenteringen og fastholde små bestande af sårbare arter på lang sigt.

Indsatser og virkemidler

Målsætningen om at beskytte levesteder, som i dag fungerer for sårbare arter, forudsætter en kortlægning af græsland og hede svarende til den kortlægning og tilstandsvurdering, der er foretaget i habitatområderne (Fig. 1), og som i dag danner grundlag for implementeringen af Habitatdirektivet i form af Natura 2000-planerne (www.nst.dk). Habitatområderne dækker kun ca. 7,4 % af Danmarks landareal, og derfor forestår endnu et arbejde med at få kortlagt og tilstandsvurderet den resterende del af Danmarks græsland og hede. Målet er viden om areal, lokalisering og tilstand af alle Danmarks områder med græsland og hede, hvilket er et nødvendigt grundlag for prioriteringen af de mest værdifulde områder. Uden en sådan kortlægning og efterfølgende prioritering vil der ske et fortsat tab af biodiversitet fra disse områder grundet ophørt græsning, fragmentering, urbanisering og randeffekter fra de omgivende landbrugsarealer.

Når kortlægningen er tilendebragt, bør alle arealer med en god artstilstand (Fredshavn & Ejrnæs 2009) eller forekomst af rødlistede arter i kategorierne sårbar eller truet (Wind & Pihl 2010) beskyttes og forvaltes effektivt og langsigtet. Dette kan finansie-



Pimpinelle-køllesværmer søger nektar i blomstrende blåhat. Larven lever på græslandsplanten pimpinelle. Bjergene i Odsherred 2010. Foto: Rasmus Ejrnæs.

res via landbrugsstøtten, men kræver stærkt forhøjede støttesatser sammenlignet med mulighederne i dag, hvor der er stærkt begrænset interesse for at indgå græsningsaftaler på heder og græsland.

Beskyttelsen kan næppe løftes alene ved frivillige ordninger. Forvaltningen kræver opretholdelse af et forstyrrelsesregime, som modsvarer den naturlige dynamik. Det er de færreste steder i Danmark, hvor dette lader sig gøre uden en aktiv indsats med afbrænding, græsning eller høslæt. Det er ikke ligegyldigt, hvordan græsningsdriften tilrettelægges. Når formålet er biodiversitet, skal der tages hensyn til alle grupper af organismer knyttet til økosystemet. Det betyder eksempelvis, at der på samme tid:

- Skal være plads til hjemmehørende buske og træer;
- Skal være blomstrende karplanter i sommerhalvåret til glæde for planteædende og nektarsøgende insekter;
- Skal være lav vegetation i vinterhalvåret til glæde for mosser og svampe;
- Skal være frisk lort fra de græssende dyr i hele sæsonen for gødningsbiller og gødningssvampe;
- Skal være pletter med bar optrådt jord, hvor kortlivede og konkurrencesvage planter, laver og mosser kan kolonisere; og
- Skal være et tilstrækkeligt højt græsningstryk til at modvirke en fuldstændig tilgroning med vedplanter.

Disse mange hensyn forenes bedst i en naturlignende ekstensiv helårsgræsning og gerne med flere forskellige dyrearter, som udnytter hver deres niche. Køer, heste, hjorte, geder, får og vildsvin er arter, som hver for sig og meget gerne i kombination bidrager til at skabe forstyrrelser og levesteder for mange græsningstilpassede planter, dyr og svampe. Jo større områder, der inddrages i græsningen, jo lettere vil det være at opnå rumlig og tidslig variation og dynamik og samtidig sikre, at der altid er tilgængelige områder, hvor dyrene kan græsse og raste.

Skovgræsning er et oplagt virkemiddel til at genoprette de glidende og ofte meget artsrige overgange mellem samfund af træer og buske og hede/græsland (Buttenschøn 2008). Når der er tale om helårsgræsning af store varierede naturområder, er det en stor fordel at benytte robuste racer, som kan klare sig uden tilskudsfodring, men med en relativt fiberrig og næringsfattig vegetation, og som kan færdes både i krat, på skrænter og i våde moser (Buttenschøn 2007).

Målsætningen om at forbedre potentielle levesteder kræver en aktiv indsats for dels at fjerne negative påvirkninger, dels at genoprette en gunstig tilstand ved at rydde uønsket opvækst af vedplanter og genindføre forstyrrelser i form af græsning, høslæt og/eller brand.

Der er tre faktorer, som især begrænser værdien af et levested for sårbare græslands- og hedearter. Den ene er arealets næringsstatus, den anden er manglende forstyrrelser og deraf følgende tilgroning, og den tredje er fragmenteringen, som består i at mange områders artspulje er stærkt forarmet grundet den historiske arealanvendelse. Det er typisk karplanterne, der har vanskeligst ved at sprede sig i landskabet, men hvis ikke karplanterne genindvandrer til et genoprettet naturområde, begrænses potentialet for dyrene også væsentligt. Hvis vi tager sommerfugle som eksempel, så bliver der ingen isblåfugl uden planten muse-vikke, ingen sekspletet køllesværmer uden almindelig kællingetand og ingen mark-perlemorsommerfugl uden hundevioli. Omvendt nytter det heller ikke, at arterne kan indvandre, hvis jordbunden er så næringsrig, at de alligevel taber konkurrencen med kulturlandskabets store konkurrenceplanter. Vi anbefaler, at genoprettelsen af potentielle levesteder prioriterer områder som:

- Ligger i naturlig tilknytning til eksisterende levesteder for græslands- og hedearter eller stadigvæk rummer små reliktbestande af disse arter;
- Kan samgræsses med eksisterende levesteder; og
- Er naturligt næringsfattige (fx sandjorde, råstofgrave, tørre skrænter, tilgroede kystskrænter, tilgroede skovlysninger).

Når det gælder rydning af vedplanter i potentielle områder med græsland og hede bør der udvises tilbageholdenhed. Gamle krat og løvtræer er værdifulde levesteder for fugle, svampe og insekter. Desuden er overgange mellem skov, krat og lysåbne naturtyper som hede og græsland værdifulde for biodiversiteten, og de er blevet sjældne i takt med, at vores arealplanlægning har inddelt landet i skarpt adskilte matrikler med enten skov, by, mark eller vandområde. Derfor anbefales det at bevare hjemmehørende vedplanter ved genopretning af græsland og hede, hvor dette er muligt, og så vidt muligt rydde de yngste dele af vedplanteopvæksten. På arealer, hvor næringsstofbelastning er et problem, kan græsningen erstattes af høslæt eller afbrænding i en årrække, fordi disse virkemidler fjerner flere næringsstoffer fra økosystemet.

Målsætningen om at øge arealet med græsland og hede ved udlægning af helt nye områder bør tage afsæt i en analyse af de sårbare arters arealkrav. Dagsommerfugle kunne være en egnet organismegruppe at tage udgangspunkt i. Dagsommerfuglene er dokumenteret følsomme over for fragmentering, fordi de er kortlivede, følsomme over for år til år-varationer i vejrforhold og



Galloway er en hårdfør kvægrace, der er egnet til helårsgræsning på tørre og våde naturtyper, forudsat at der indgår buske eller træer, der kan give læ og skygge for solen. Læsø 2006. Foto: Rita Buttenschøn.

typisk har begrænset spredningsevne. Dertil kommer, at mange arter har haft stor tilbagegang og i dag optræder som sårbare og truede på den danske rødliste (Wind & Pihl 2010). Genopretning af græsland og hede i et omfang, som kan standse tabet af sårbare og truede sommerfugle, ville givetvis kunne imødekomme mange andre arters krav til areal og sammenhæng i levestederne. Når vi kender den konkrete målsætning for genopretningen, vil det være oplagt at prioritere arealerne efter de samme principper som i de tre målsætninger ovenfor. Det vil sige, at man først prioriterer arealer med naturlig lav næringsstofstatus, der har god sammenhæng med eksisterende græsland og hede og som efterfølgende kan indgå i en vedvarende græsningsdrift.

Hvad næringsstofstatus angår, vil det næppe være muligt helt at undgå arealer, der har været i omdrift. Det vil heller ikke være hensigtsmæssigt alene at vælge grovsandede jorde, fordi man derved afskærer sig fra muligheden for at genskabe kalkrige og lerede græslandstyper, som huser andre arter af planter, dyr og svampe.

I sådanne tilfælde kan udpining ved opdyrkning uden tilførsel af gødning være aktuelt, og her kan målsætningen være at bringe den tilgængelige fosforpulje målt som fosfortallet (Olsen P) ned under 10 mg P pr. kg jord (Gilbert m.fl. 2009).

Tidligere dyrkede marker bør lægges ud i succession uden undersåede kulturgræsser og kløver.

Spredningsbegrænsning af planter kan være en alvorlig barriere for genopretning af græsland (Ejrnæs m.fl. 2006, Fagan m.fl. 2008), og hvis der ikke er græsland i umiddelbar nærhed af det genoprettede område, kan det være en fordel at assistere spredningen af arter ved samgræsning, målrettet flytning af græsningsdyr, udspredding af hø eller podning med tørv fra lokale områder.

Perspektivering og konklusion

Set i lyset af de sidste årtiers danske naturbeskyttelse og naturplanlægning, må man konstatere, at der ikke har været en fokuseret indsats mod at standse tabet af biodiversitet i græsland og hede. Der mangler et godt prioriteringsgrundlag i form af en

landsdækkende naturkortlægning, og der mangler konkrete målsætninger og fokuseret handling. Vi ser derfor et aktuelt behov for:

- Landsdækkende naturkortlægning og tilstandsvurdering;
- Effektiv naturbeskyttelse af værdifulde arealer mod næringsbelastning fra omgivelserne;
- Støttesystemer målrettet værdifulde arealer og etablering af store sammenhængende græsgange (fælles græsgange) med 'hårdført andelskvæg – eller statskvæg til udlåns';
- Mere end en fordobling af hårdføre ammekvægsbesætninger, der både skal være fleksible, og som skal kunne levere mange dyr til de store græsningsarealer;
- Juridisk og økonomisk understøttelse af vildgræsning i form af helt eller delvist fritlevende bestande af kvæg, pony, bison, elg, vildsvin, krondyr, dådyr, med og uden hegn, som langsigtet alternativ til traditionelle frivillige landbrugsstøtteordninger;
- Udvikling af effektive metoder til afhøstning af biomasse til bioenergi fra naturarealer (herunder grøftekanter), hvor græsning ikke er praktisk mulig;
- Langt mere udbredt anvendelse af kontrollerede brande i naturforvaltningen, fordi brande effektivt fjerner ophobet kvælstof og blotter mineraljorden til glæde for mange sårbare og truede arter af planter, laver og dyr, og
- Permanent udtagning af landbrugsjord, der skal anvendes til at beskytte og binde fragmenteret natur sammen til større områder.

Tak

15. Juni Fonden takkes for støtte til arbejdet med dette kapitel.

Litteratur

Buttenschön, R.M. 2007: Græsning og høslæt i naturplejen. – Center for Skov, Landskab og Planlægning, Københavns Universitet.

- Buttenschön, R.M. 2008: Skoven som græsgang: fra hedeplantage til lysåben græsningsskov. – Videnblade Park og Landskab 2008 (6.6-9).
- Dupré, C., C.J. Stevens, T. Ranke, A. Bleeker, C. Peppler-Lisbach, D.J.G. Gowing, N.B. Dise, E. Dorland, R. Bobbink & M. Diekmann 2010: Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. – *Global Change Biology* 16: 344-357.
- Ejrnæs, R., H.H. Bruun & B.J. Graae 2006: Community Assembly in Experimental Grasslands: Suitable Environment or Timely Arrival? – *Ecology* 87: 1225-1233.
- Ejrnæs, R., H.H. Bruun & P. Holter 2007: Græslandet. Side 167-212 i K. Sand-Jensen & P. Vestergaard (red.): *Naturen i Danmark. Det åbne land*. – Gyldendal, København.
- Ejrnæs, R. & B. Nygaard 2011: Græsland og hede. Side 55-64 i R. Ejrnæs, P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011 (red.): *Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler*. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Fagan, K.C., R.F. Pywell, J.M. Bullock & R.H. Marrs 2008: Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. – *Journal of Applied Ecology* 45: 1293-1303.
- Fredshavn, J.R. & R. Ejrnæs 2009: Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne naturtyper. – Faglig rapport fra DMU nr. 735.
- Gilbert, J., D. Gowing & H. Wallace 2009: Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. – *Biological Conservation* 142: 1074-1083.
- Hanski, I. & O. Ovaskainen 2000: The metapopulation capacity of a fragmented landscape. – *Nature* 404: 755-758.
- Levin, G. & B. Normander 2008: Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. – Faglig rapport fra DMU nr. 682.
- Nielsen, A.B. 2009: Urskovslandskabets åbenhed og sammensætning og græsningens betydning i Atlantisk tid belyst ved palæobotaniske metoder. – GEUS rapport nr. 2009/23.
- Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Juel & R. Heidemann 2011: Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 – en stikprøveundersøgelse. – Faglig rapport fra DMU nr. 816.
- Svenning, J.-C. 2002: A review of natural vegetation openness in north-western Europe. – *Biological Conservation* 104: 133-148.
- Wind, P. & S. Pihl (red.) 2010: *Den danske rødliste*. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet [2004]. (opdateret april 2010).





Hvordan sikrer vi de ferske enge og vådområders biodiversitet?

Annette Baattrup-Pedersen, Nikolai Friberg og Bettina Nygaard

Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Biodiversitet og trusler

De ferske våde habitater findes på permanent og temporært vanddækkede, vandmættede og fugtige arealer og omfatter både vandløb, søer, vandhuller, moser, kær og enge samt overgangsformer mellem disse. Ferskvandshabitaterne huser en meget væsentlig del af den samlede biodiversitet. Således dækker ferske habitater i dag mindre end 1 % af Jordens areal, men rummer 10 % af alle kendte arter, herunder en tredjedel af alle hvirveldyr (Strayer & Dudgeon 2010). Især er insekterne talrige og er repræsenterede med flere grupper i vandløb end på landjorden.

Der er sket voldsomme globale tab i de ferske habitaters biodiversitet. Samlet vurderes det, at mellem 10.000 og 20.000 arter knyttet til ferske habitater enten er uddydede eller stærkt true, hvilket er et langt større tal end for andre økosystemer som fx havet (Sala m.fl. 2000, IUCN 2007). Danmark er ingen undtagelse. Inden for de sidste 100-150 år er der registreret markante ændringer i udbredelsen af et stort antal dyre- og plantearter, som er tilknyttet vandløb, søer, moser og enge (Ejrnæs m.fl. 2011). I dag optræder mellem 20 og 50 % af ferskvandsarterne på rødlisten, hvilket er udtryk for, at arterne er akut truede af udryddelse, eller at de er sårbare og sjældne. Siden begyndelsen af 1900-tallet er flere arter helt forsvundet fra landet, fx vor største slørvinge, *Dinocras cephalotes*, fire arter af døgnfluer og fem arter af vårfluer.

Det voldsomme fald i biodiversiteten i de ferske habitater hænger direkte sammen med, at arternes forudsætning for at leve og sprede sig er meget anderledes i dag sammenlignet med tidligere (grundigt beskrevet i Ejrnæs m.fl. 2011). Op gennem 1800- og 1900-tallet blev der gennemført en lang række afvandingsprojekter med det formål at øge andelen af landbrugsjord. Store områder blev afvandet gennem rørlægning, udretning og uddybning af vandløb, samtidig med at der blev etableret dræn

og grøfter for på den måde at afvande enge, kær og moser samt udtørre søer. Dette betød et voldsomt tab og en fragmentering af de naturlige levesteder for den våde natur (Ejrnæs m.fl. 2011). Eksempelvis er mosearealet skønsmæssigt reduceret fra 15-20 % til 2 % af landets areal, mens engene er reduceret fra 10-15 % til 1-2 %. Søarealet er kun reduceret lidt, men mange af de små søer er forsvundet.

Det er imidlertid vandløbene, der har gennemgået de største ændringer. Samlet set er omkring halvdelen af vandløbene i dag rørlagt, og hovedparten af resten (ca. 90 %) er udrettede og uddybede. Disse ændringer i vandløbene bevirker ikke kun, at der tabes levesteder for arter tilknyttet vandløbet, men også at det grundvandspåvirkede areal langs vandløbene indskrænkes, så der tabes levesteder for arter knyttet til kær, moser og enge. Det viser en undersøgelse af forekomst af rigkær og våde naturenge langs vandløbene (Baattrup-Pedersen m.fl. 2011). Således er rigkær ca. 6 gange hyppigere langs naturlige vandløb sammenlignet med kanaliserede vandløb, mens engene er ca. 5 gange så hyppige (Fig. 1). Til gengæld spiller vandløbenes størrelse ikke nogen rolle for udbredelse af rigkær og våde naturenge på trods af, at mængden af udstrømmende grundvand er størst langs mellemstore til store vandløb, hvilket skaber de naturlige forudsætninger for rigkær. Dette er formentlig en direkte konsekvens af, at udretning og uddybning af vandløbet sænker grundvandsspejlet i ådalen, således at det udstrømmende grundvand mange steder ikke længere når rodzonen. Dermed ændres de hydrologiske forhold og forudsætningerne for den tilknyttede rigkærs- og engvegetation.

Samtidig med at vandløbenes forløb er blevet ændret, er en række vandløbsdynamiske processer sat ud af spillet. Hovedparten af vandløbene grødeskæres, dvs. at vandplanterne bortskæ-



Fig. 1. Vorgod Å er et af de få danske vandløb, der har bevaret sit naturlige forløb og dynamik. Erosion og deposition af materiale i selve vandløbet samt oversvømmelser på det vandløbsnære areal bevirker, at der er en meget stor tidslig og rumlig variation i udbuddet af levesteder og dermed mulighed for en høj biodiversitet i økosystemet, som det ses i disse rigkær. Foto: Bjarne Moeslund (tv) og Peter Mejlhede (th).

res, hvilket ofte sker flere gange årligt, samtidig med at der med mellemrum opgraves vandløbsbund. Grødeskæring påvirker udbredelsen af en række arter af vandplanter i negativ retning. Det gælder bl.a. de langsomtvoksende, storbladede arter inden for slægten vandaks (Fig. 2). Når der grødeskæres, påvirker det også smådyrene og fiskene. Eksempelvis betyder grødeskæring, at strøm- og bundforhold ændrer sig markant, og dermed ændres også udbuddet og variationen i levestederne for disse organismer. Grødeskæring og opgravning af bund i vandløb bevirker også, at vandløbene ikke længere kan bevæge sig frit i ådalene eller oversvømme de omkringliggende arealer, hvilket i høj grad bidrager til den homogenisering af levestederne i ådalene, som vi ser i dag.

De ferske habitater er ydermere blevet forurenede med næringsstoffer fra især landbrug, husholdninger, industri og dambrug. For de fleste ferske økosystemer ligger den nuværende næringsstofftilførsel væsentligt over den naturbetingede. Fx er fosforindholdet i vandløb, der ligger i dyrkede områder, ca. 3-4 gange større end det, der findes i vandløb beliggende i naturområder. De forhøjede næringsstofftilførsler indvirker negativt på biodiversiteten i alle ferske økosystemer, ligesom de økologiske processer påvirkes. Det er meget tydeligt i søer, hvor produktionen af planktonalger øges, så vandet bliver uklart. De øgede næringsstofftilførsler medfører også ændringer i samspillet mellem de forskellige planter og dyr. Mest markant er ændringen fra klarvandede og næringsfattige søer, hvor produktionen af organisk stof primært foregår ved planterne på bunden, til uklare og næringsrige søer, hvor produktionen især udgøres af de frie vandmassers planteplankton. Det uklare vand fører bl.a. via bortskygning til færre og andre undervandsplanter, hvilket virker negativt på mængden af planteædende fugle og en række smådyr og fisk knyttet til vegetationen (Ejrnæs m.fl. 2011).

Hvordan kan biodiversiteten forbedres?

Fra 1980'erne og frem til i dag er der gennemført en række regionale og nationale tiltag, bl.a. som del af vandmiljøplanerne, der har nedsat påvirkningen af de ferske økosystemer. Reduktionen i udledningen af fosfor og organisk forurening fra punktkilder, samt fjernelsen af fiskespærringer i forbindelse med vandløbsopdæmninger ved mølledamme, dambrug mv., har været mest markant og væsentligt for ferskvandsmiljøet. Disse tiltag har bevirket, at miljøtilstanden er blevet forbedret i nogle søer og i mange vandløb, hvor dyr er genindvandret pga. forbedret vandkvalitet og frie passagemuligheder. Et konkret eksempel er fremgangen i vandløbstilstand målt vha. smådyrssammensætningen samt den større tæthed af ørreder i vandløb (Ejrnæs m.fl. 2011). Det betyder også, at tilførslen af næringsstoffer fra landbruget og udledninger fra spredt bebyggelse har fået en stadig større relativ betydning.

Det er imidlertid nødvendigt med en række mere målrettede tiltag for at stoppe tilbagegangen af arter i ferske økosystemer. Vi ser en ændring i arealanvendelsen i Danmark som central. Knap 20 % af Danmarks areal udgøres i dag af lavbundslande. Vi mener, at ophør af dyrkning af lavbundslande kan være et vigtigt virkemiddel til at standse tabet af biodiversitet i ferske habitater. For det første vil tabet af næringsstoffer til de ferske økosystemer blive mindre, næringsstoffindholdet i vandløbsvandet vil falde og dermed også næringsstofftransporten til nedstrømsbeliggende søer og kystområder. Samtidig vil tabet af partikulært fosfor og fint sediment til de ferske habitater fra marker og eroderede brinker langs vandløbet blive mindre, ligesom vi kan forvente, at indholdet af fosfor i det materiale, der kan deponeres i ådalene i forbindelse med oversvømmelser, bliver mindre. For det andet vil der ikke længere være behov for dræn og grøfter på jorderne, og dermed vil der heller ikke længere være behov for at grødeskære og opgrave vandløbsbund. Det betyder, at der langsomt skabes basis for flere og mere varierede levesteder både i og langs vandløbene.

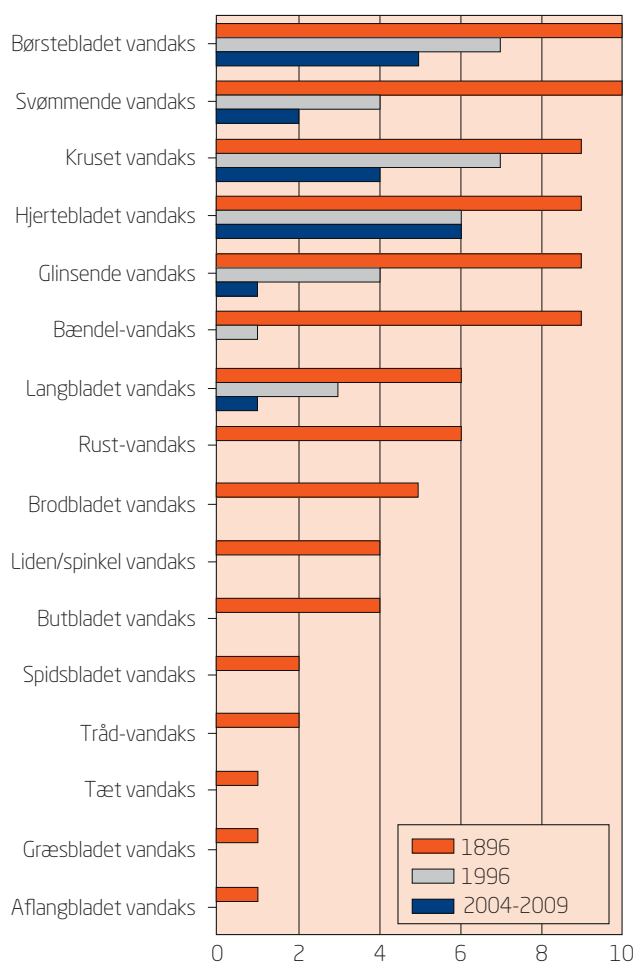


Fig. 2. Figuren viser forekomst af en række arter inden for slægten vandaks på 13 lokaliteter beliggende i ni vandløb i 1896, 1996 og i perioden 2004-2009. En række arter var forsvundet fra lokaliteterne allerede i 1996, og for yderligere tre arter kan der noteres fortsat tilbagegang i de seneste undersøgelser. Det gælder bl.a. langbladet vandaks, som ses på billedet. Foto: Niels Sloth.

Fjernes dræn og grøfter, og ophører grødeskæringen, vil vandstanden i vandløbene også stige. Imidlertid er mange vandløb i dag så uddybede, at tilførsel af nyt bundmateriale som grus og sand er nødvendigt for at hæve vandløbsbunden, så vandløbene kan gå over deres bredder og dermed medvirke til at skabe en mere naturlig overgangszon mellem vand og land. Denne overgangszon er yderst vigtig for en lang række plante- og dyrearter. Fx har forekomst af naturnær vegetation på de vandløbsnære arealer i form af rigkær og våde naturenge en positiv indvirkning på tætheden af døgnfluer, slørvinger og vårfluer i vandløbene. Det afspejler med stor sandsynlighed, at den naturnære vegetation skaber bedre rammer for reproduktionen, som sker på land hos disse insektgrupper (Wiberg-Larsen m.fl. 2010). Endelig vil vandføringen i vandløbene blive mere stabil, og færre vandløb vil udtørre i løbet af sommeren. Samtidig vil det grundvandspåvirkede areal langs søer og vandløb blive større, hvilket også vil bidrage til at skabe bedre og flere levesteder for arter tilknyttet de ferske habitater, herunder også de grundvandsbetingede naturtyper som rigkær og våde naturenge (Baattrup-Pedersen m.fl. 2011).

Samtidig skal der laves en målrettet indsats for at bevare og forbedre betingelser for de arter og naturtyper, som kræver særlig beskyttelse, herunder de der er nævnt i Bilag 1 i Habitatdirektivet. Det er vigtigt at kortlægge og tilstandsvurdere de ferske naturtyper og arter både på land og i vand – også uden for habitatområderne – og sikre, at deres fortsatte beskyttelse har høj prioritet. Den ferske natur er i høj grad påvirket af det omgivende opland. Påvirkes de naturlige processer i oplandet fx gennem landbrugsdrift og/eller vandindvinding, har det stor indflydelse på eksempelvis mængden af næringsstoffer og afstrømningen af vand. Derfor er det også nødvendigt at undersøge, om betingelserne for disse arter og naturtyper ændrer sig. For de grundvandsbetingede naturtyper som småsøer, kilder og rigkær involverer det bl.a. en vurdering af, om tilstrømningen af næringsfattigt grundvand er tilstrækkelig stor og næringsindholdet i overfladevandet tilstrækkeligt lavt til naturtypernes fortsatte eksistens. Det kan fx vise sig at være nødvendigt at begrænse vandindvinding i oplandet for at sikre, at tilstrækkelige mængder grundvand når levestederne.

Vi mener, at ophør af dyrkning af lavbundsgrunde vil give den nødvendige plads og mulighed for udvikling af naturlig hydro-



Naturgenopretning af vores ådale vil være en stor fordel for biodiversiteten i landbrugslandet.

logi og dynamik til, at der på sigt kan opstå et mere varieret landskab med lighedspunkter til den mere oprindelige ferske natur. Der skal være plads til, at der både kan udvikles skove og krat-skove langs vandløbene, samtidig med at den lysåbne natur har god plads. Vi foreslår, at udtag af lavbundslande foregår i en prioriteret rækkefølge, hvor oplande med eksisterende natur prioriteres højest, dernæst oplande, hvor der er størst potentiale for, at arter genindvandrer fra tiliggende oplande, og som samtidig er udsat for høj grad af påvirkning fx via diffust tab af fosfor. Det er vigtigt, at der skabes sammenhænge til områder, der i dag har høj biodiversitet, for at skabe mulighed for spredning af sjældne arter. Spredning kan nemlig være en væsentlig barriere i forhold til at genskabe biodiversiteten. Dette kan bl.a. ses i Furesø, hvor antallet af undervandsplanter nok er steget efter forbedring af vandkvaliteten, men hvor nogle af de oprindelige arter knyttet til næringsfattige forhold ikke er vendt tilbage (Sand-Jensen m.fl. 2008). Derudover vil det være nødvendigt at gennemføre en række restaureringstiltag for at genskabe de habitater, der er gået tabt, og som kun genetableres langsomt ud fra naturlige processer.

Sammenfattende kan det derfor siges, at de vigtigste forudsætninger for genskabelse af en rig flora og fauna i de ferske vådområder i Danmark er:

- Fortsat reduktion i tilførsel af næringsstoffer til ferske habitater. Reduktioner må ikke involvere ådalen ved fx overrisling med næringsrigt vand fra dræn og grøfter eller deposition af fosforrigt sediment i områder med grundvandsbetingede naturtyper.
- Udtag af lavbundslande fra dyrkning og i disse områder genskabe en naturlig hydrologi ved at fjerne dræn og grøfter samt gennemføre mindre restaureringstiltag i vandløbene, så de vandløbsdynamiske processer genskabes (fx hæve vandløbsbunden). Såfremt dræn og grøfter leder næringsrigt overfladevand, skal dette renses, inden det når områderne.

- Ophør af grødeskæring og opgravning af vandløbsbund.
- En målrettet indsats for at bevare og forbedre betingelser for de arter og naturtyper, som kræver særlig beskyttelse også udenfor habitatområderne.
- Begrænset vandindvinding i oplande hvor de grundvandsbetingede naturtyper er truede af mangel på grundvand med henblik på at øge tilstrømningen af grundvand.
- Gennemførelse af en række mere gennemgribende restaureringstiltag for at genskabe de habitater, der er gået tabt, og som kun genetableres langsomt ud fra naturlige processer.

Se også kapitel 2.6 med anbefalingerne til forvaltning af strande og dermed engfuglene, som ikke er behandlet her.

Referencer

- Baatrup-Pedersen, A., S.E. Larsen, P.M. Andersen, J. Audet, C.C. Hoffmann, H.E. Andersen, B. Kronvang & C. Kjaergaard 2011: Stream characteristics and implications for protected fens and meadows in riparian areas. – *Freshwater Biology* 56: 1893-1903.
- IUCN 2007: IUCN Red List of threatened species. – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Cambridge, UK.
- Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Tjernansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baatrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker & D.H. Wall 2000: Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. – *Science* 287: 1770-1774.
- Sand-Jensen, K., N.L. Pedersen, I. Thorsgaard, B. Moeslund, J. Borum & K.P. Brodersen 2008: 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. – *Journal of Ecology* 96: 260-271.
- Strayer, D.L. & D. Dudgeon 2010: Freshwater biodiversity and conservation: recent progress and future challenges. – *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358.
- Wiberg-Larsen, P., J. Windolf, A. Baatrup-Pedersen, J. Bøgestrand, N.B. Ovesen, S.E. Larsen, H. Thodsen, A. Sode, E. Kristensen, B. Kronvang & A. Kjeldgaard 2010: Vandløb 2009. – Faglig rapport fra DMU nr. 804.

Hvordan sikrer vi agerlandets biodiversitet?

Toke T. Høye¹, Rasmus Ejrnæs¹, Tommy Dalgaard², Jens-Christian Svenning¹ og Chris J. Topping¹

¹ Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

² Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Baggrund, trusler og status

Tidligere tiders ekstensive landbrug tillod en langt større grad af biologisk mangfoldighed i landskabet, end det vi ser i dag. Dette skyldtes blandt andet den vidt udbredte ekstensive græsning, der i et vist omfang efterlignede naturlige processer. Desuden var selve dyrkningen så ekstensiv, at vilde plantearter koloniserede de hvilende agre og i vidt omfang indgik i puljen af ukrudtsplanter. Historisk har landbrugsdriften således omfattet vidtstrakte græsningsarealer som heder, overdrev og enge i tillæg til de dyrkede marker. Skiftet til den nuværende, langt mere effektive landbrugsproduktion har blandt andet betydet, at mange af de mest værdifulde naturarealer ikke længere er en naturlig del af landbrugsdriften, og at græsningen her er ophørt.

Heder og græsland behandles selvstændigt i denne rapport, og agerlandet er her defineret som produktionsarealerne og tilknyttede småbiotoper, herunder de § 3-beskyttede naturtyper. De væsentligste trusler mod biodiversiteten på heder, græsland og enge er dog de samme som i småbiotoperne, nemlig næringsstof- og pesticidbelastning via vand og luft, opdyrkning, dræning af grundvandspåvirkede områder og ophørt græsning i værdifulde naturområder. Disse trusler er i høj grad effekter af den intensive landbrugsdrift. Dermed kan ændringer i landbrugspraksis have betydelig indvirkning på levevilkårene i en række andre naturtyper. Dette kapitel afgrænses til at omhandle tiltag af betydning for agerlandet. På de dyrkede marker er der ikke længere plads til krævende specialister blandt arterne, og hvis man ser isoleret på denne del af landskabet, er meget biodiversitet dermed allerede tabt. Dyrkede marker med småbiotoper udgør 63 % af Danmarks samlede landareal, hvoraf 92 % er marker i omdrift. Dermed er det vurderet, at Danmark har landbrugsdrift på en større arealandel end noget andet land i verden (Tabel 1). Med en stigende udvidelse af arealet til bymæssig bebyggelse er pladsen til natur i Danmark stærkt begrænset.

I de seneste 50 år (især frem til 1990) er det særligt småbiotoperne, der er forsvundet (Levin & Normander 2008). Det gælder blandt andet mindre vådområder, levende hegn og markveje (Danmarks Naturfredningsforening m.fl. 2011). Ophævelsen af brakstøtteordningen har desuden medført, at væsentlige arealer, der helt eller delvist blev taget ud af omdrift ved brakstøtteordningens indførelse i 1993, igen jordbehandles regelmæssigt. Den arealmæssige udvikling i agerlandet er relativt veldokumenteret, men det samme gør sig ikke gældende for biodiversiteten. Udyrkede naturarealer er typisk hverken kortlagt eller tilstandsvurderede. For § 3-arealerne er der væsentlige usikkerheder i beskrivelsen af, hvor den mest værdifulde natur findes, og for udyrkede naturarealer under 2500 m² findes der næsten intet grundlag for forvaltning og prioritering. For arterne findes landsdækkende kortlægning primært for fugle og pattedyr samt til en vis grad for arter på habitatdirektivets bilagslister. Desuden er der gennemført atlasundersøgelser af enkelte artsgrupper (se kapitel 2.1). Kortlægningen og tilstandsvurdering af arter og naturtyper er dermed stort set begrænset til Natura 2000-områder, og for store arealers og artsgruppers vedkommende er tilstanden derfor ukendt (se også kapitel 2.3). Dermed er det i mange tilfælde vanskeligt at prioritere naturindsatsen.

Blandt de arter, der stadig er at finde i agerlandet, har mange været i langvarig tilbagegang. Det gælder såvel for markernes vilde planter (ukrudt) som for vejkanternes mere specialiserede arter (Ejrnæs m.fl. 2011). Det samme er tilfældet for fugle som f.eks. agerhøne, kirkeugle og vibe, og pattedyr som hare (Meltøfte m.fl. 2009, Noer m.fl. 2009, Heldbjerg m.fl. 2011). Desuden viser bestøvere som humlebier (Eriksen m.fl. 2011) og dagsommerfugle knyttet til agerlandet lokal uddøen (Stoltze 2005), og en stor andel af arterne optræder på den danske rødliste (Wind & Pihl 2010).

Tabel 1. Landbrugsjorden udgør ifølge Eurostat 63 % af Danmarks samlede areal, hvoraf 92 % er marker under plov svarende til 58 % af Danmarks samlede areal. Det gør Danmark til det mest intensivt dyrkede land i Europa, hvor gennemsnittet for areal under plov i Europa er 24 %. Ifølge Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) har Danmark også verdens mest intensive landbrug efterfulgt af Bangladesh (55 %), Moldavien (54 %) og Ukraine (54 %). Kilde: Eurostat (2009).

	Areal (km ²)	Landbrugsareal (%)	Landbrugsareal under plov (%)
Danmark	43.100	63	58
Polen	312.680	52	38
Tyskland	357.100	47	33
Holland	37.350	52	28
Sverige	450.300	7	6
EU-27	4.325.250	41	24

UDFORDRINGER

Næringsbelastning af naturområder
Mangel på plads
Ødelagt hydrologi
Fragmentering af naturen
Skovarter forsvinder
Ophørt græsning
Tab af natur som ikke er beskyttet
Tab af lyskrævende arter
Klimaforandringer
Invasive arter

Målsætninger for agerlandets biodiversitet

Målsætninger for biodiversitet i agerlandet skal i modsætning til naturlige økosystemer integreres med produktionen. Eftersom den moderne landbrugsproduktion i store træk udelukker sårbare og specialiserede arter, vil målsætningen for biodiversitetsindsatsen derfor naturligt være tostrengt:

1. Styrkelse af biodiversiteten gennem udtagning af landbrugsjord til områder hvis forvaltning har naturhensyn som hovedformål.
2. Integration af naturhensyn i landbrugsdriften under hensyn til moderne krav til effektivitet og konkurrencedygtighed.

INDSATSER

Skov uden skovdrift
Græsning og høslet på naturområder
Ny natur på marginal landbrugsjord og råstofgrave
Fra statisk til dynamisk naturforvaltning
Ægte nationalparker - også på havet
Nye vandhuller og våd natur
Rydde nåleskov til natur uden genplantning
Buffernatur beskytter mod næringspåvirkning
Afbrending af naturområder
Frede bevaringsværdige træer

Målsætningerne er her opført i prioriteret rækkefølge i erkendelse af, at det ofte vil bidrage mest omkostningseffektivt til biodiversiteten at konvertere marginal landbrugsjord til et af de andre økosystemer, som behandles i denne rapport, og som kan udvikles til værdifulde levesteder for sårbare arter. Hvis man brugte de samme ressourcer på at forandre produktionsmetoderne i en mere naturnær retning, vil gevinsten for biodiversiteten sandsynligvis være mindre. Dette gælder både i forhold til habitatkvaliteten af de naturarealer, som kan udvikles med tiden, og i forhold til muligheden for at etablere store sammenhængende naturarealer. Endelig er permanent udtagning den mest effektive måde at sikre kontinuitet på. Parallelt hermed er det relevant at integrere naturhensyn i landbrugsproduktionen, fordi mange af de større fritlevende pattedyr og fugle bruger agerlandet til fouragering og rast (fx krondyr, rådyr, grævling, ræv, hare, rovfugle, gæs), og enkelte arter lever hovedparten af deres liv i agerlandet (fx agerhøne, sanglærke). Her kan små udyrkede pletter ('lærkepletter') og bufferzoner (insektvolde og udyrkede eller usprøjtede randzoner på hver mark) til ynglende og fouragerende fugle samt bestøvende insekter have en rolle, selvom betydningen for sjældne og sårbare arter muligvis er begrænset (Navntoft m.fl. 2009).

FORUDSÆTNINGER

Kortlægning og tilstandsvurdering af natur
Evidensbaseret naturforvaltning
Omlægning af landbrugstøtte til natur
National handlingsplan for biodiversitet
Målttede støtteordninger til natur
Bedre monitorering af biodiversitet
Udvidelse af planloven til at omfatte natur
Oplysningskampagne til lodsejere
Privat plejepligt og offentlig plejeret af natur
Flerårige brede politiske forlig

Fig. 1. Resultatet af afstemning blandt mere end 250 deltagerne til biodiversitetssymposiet 2011. Figuren viser de vigtigste udfordringer, indsatser og forudsætninger for biodiversiteten i Danmark. Under hver overskrift er emnerne rangordnet med de vigtigste øverst. Elementer, som er særlig relevante for agerlandet er understreget.

Udfordringer, forudsætninger og indsatser

Mange af udfordringerne i forbindelse med sikring af Danmarks biodiversitet er knyttet til arealanvendelsen i det åbne land, dvs. i høj grad til landbrugsrelaterede aktiviteter. Derfor vil mange indsatser være afgjort af ændrede rammebetingelser for landbruget. Især vil ændringer i landbrugsstøtteordningerne kunne medføre store gevinster for agerlandets biodiversitet. Som en del



Fig. 2. En lille, tør opgivet ager i Vestsjælland med mange fine græslandsplanter bl.a. strandellike. Området udnyttes i dag ikke til dyrkning, men risikerer at blive pløjet op igen. Det er typisk sådanne små oaser, som ikke er kortlagt, og som ikke indgår i prioriteringen af naturen i agerlandet. Biologisk set er området meget mere værdifuldt som græsningsareal end en græsset og omlagt kultureng, men det er ikke attraktivt for ejeren, fordi det er svært at hegne og skaffe vand til dyrene. Fotos: Rasmus Ejrnæs.

af Biodiversitetssymposiet 2011, der samlede over 250 fagfolk, blev der lavet afstemninger om hvilke udfordringer, indsatser og forudsætninger, der blev anset for de mest væsentlige for at standse tilbagegangen for Danmarks biodiversitet. De udfordringer, der blev særligt fremhævet, er knyttet til næringsstofbelastning, pladsmangel og fragmentering (Fig. 1). Desuden er ophørt græsning og tab af natur, der ikke er beskyttet, også elementer, der blev fremhævet. Selvom prioriteringen naturligvis bygger på subjektive vurderinger, indikerer oversigten, at der i justering af støtteordningerne til landbruget og i naturplejen er store muligheder for at få mere natur for pengene.

Landbrugsstøtteordninger og naturpleje

Det oprindelige formål med EU's landbrugsstøtteordninger var at fremme produktionen og dermed Europas selvforsyning med fødevarer (Ackrill 2005). I 1992 indførtes de første såkaldte miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (Buller m.fl. 2000), som især målrettedes særligt følsomme landbrugsområder. Hvert år overføres en andel af den generelle landbrugsstøtte til den pulje, der kan søges, og der opstilles en liste af miljøkrav, som skal opfyldes for at modtage støtte (de såkaldte krydsoverensstemmelseskrav). Der findes således støtteordninger til naturvenligt jordbrug, men ordningerne er ikke fokuseret på at opnå mest natur for pengene (Fig. 2). Hovedproblemet er ordningernes korte varighed og uforklaret lokalisering. Kontinuiteten i driftsformen er særlig vigtig, fordi effekterne på biodiversiteten øges over mange år.

Det er derfor et problem, at fx mange af de omlagte økologiske arealer lægges tilbage til konventionel drift efter få år, mens omlægningsstøtten fremmer, at andre konventionelle arealer i

stedet nyomlægges til økologi (Dalgaard 2011). Ligeledes vil en målrettet støtte til at øge variationen af dyrkningsformer kunne lede til flere natur- og miljømæssige fordele (Topping 2011). Endelig ender mange støttemidler til ekstensiv græsning med at understøtte græsning af monotone kulturenge og permanente græsarealer uden noget særligt naturindhold. Derimod kommer dyrene fx aldrig ud på de særligt værdifulde og akut truede kystskrænter eller i rigkær og strandenge. Naturarealerne har typisk en lavere foderkvalitet, ligger fjernere fra bedriften, er vanskeligere at hegne og forsyne med vand eller er så våde og kuperede, at de er uegnede til højtydende og tunge kvægracer, hvilket bevirker, at landmanden i praksis vælger dem fra.

Virkningen af støtteordningerne til naturvenlig landbrugsdrift kunne derfor øges, hvis der aktivt tænkes i naturplaner for sammenhængende landskaber og derigennem i beskyttelsen af småbiotoper og tilgrænsende naturområder som levesteder for de vilde arter (Christen & Dalgaard 2011, Topping 2011). De kommende reformer af EU's landbrugspolitik forventes at give rammerne for en mere 'grøn' landbrugspolitik, men samtidig friere rammer for at øge produktionen, der hvor det er konkurrencedygtigt fordelagtigt, såsom i Danmark (European Commission 2010, Uthes m.fl. 2011). Dette kunne udnyttes til at forfølge den trestrengede målsætning, som beskrevet ovenfor, idet støtteordninger til naturvenlig drift vil kunne give det største naturindhold på marginale landbrugsjorde.

Anbefalinger

Anbefalingerne til at sikre agerlandets biodiversitet kan grupperes efter de to målsætninger, som er beskrevet ovenfor. De første



Viben er en af de arter, der er ramt af intensiveringen af landbrugsdriften. Tre fjerdedele af ynglefuglene er forsvundet siden 1976. Foto: Jørgen Dam.

tre punkter (1-3) refererer til 1. målsætning om at gøre naturhensyn til hovedformålet med forvaltningen af særligt udvalgte arealer, mens de sidste tre punkter (4-6) refererer til 2. målsætning om at integrere naturhensyn i landbrugsdriften under hensyntagen til konkurrencedygtighed.

1. Beskyttelse og forvaltning af eksisterende sårbar natur i småbiotoperne er en forudsætning for at standse tabet af biodiversitet i agerlandet. Udtagning af landbrugsarealer kan ikke erstatte tab af eksisterende natur inden for et overskueligt tidsperspektiv. Derfor anbefales det at følge brandmandens lov (se kapitel 2.3) ved i prioriteret rækkefølge at sikre, at der ikke sker tab af arters levesteder, som i dag er fungerende, dernæst at forbedre potentielle levesteder og endelig genoprette levesteder i det omfang, der er nødvendigt for at imødegå fragmenteringen og fastholde små bestande af sårbare arter på lang sigt.
2. Bedre udnyttelse af geografisk målrettede støtteordninger. En

geografisk prioritering af midlerne til naturvenlig drift bør udnyttes mere aktivt til at skabe større sammenhængende områder med naturvenlig drift i landskaber med særlige naturinteresser; fx i og omkring nationalparkerne, eller i ådalene hvor pløjning er et problem både for naturbeskyttelsen, udvaskning af næringsstoffer og udledningen af drivhusgasser (Dalgaard m.fl. 2011). Her er det vigtigt at koordinere udtagning af landbrugsjord med hensynet til de øvrige naturtyper, som er behandlet i rapporten, og som kan beskyttes mod eutrofiering ved fokuseret lokalisering af bufferzoner.

3. Bedre kortlægning og tilstandsvurderinger af naturarealer på den enkelte bedrift. Det gælder småskov, § 3-naturtyper (også uregistreret natur under størrelseskravet), gamle træer, gamle diger mv. Dette vil give de nødvendige redskaber til at prioritere indsatsen i naturforvaltningen og kunne evt. kombineres med fjernmålinger (remote-sensing) til udvikling af regionale indikatorer for udviklingen i naturområders tilstand. Denne

mulighed indebærer dog endnu en række metodiske udfordringer.

4. Landbrugsstøtteordningerne justeres, så de belønner kontinuerlige naturvenlige driftsformer, således at ustabile markedsvilkår for landbrugsprodukter ikke medfører, at naturrige arealer etableres det ene år og opløjes det næste – jf. problematikken omkring opløsning af de tidligere brakarealer (Kristensen & Pedersen 2009) eller ovenstående eksempler vedr. tilbagelægning af økologiske arealer og vedligeholdelse af ekstensive græsarealer.
5. Landbrugsstøtteordningerne forenkles, så naturvenlige driftsformer bliver mere attraktive både indenfor og udenfor Natura 2000-områderne. En del af løsningen kan være at sikre, at naturplejetiltag giver mulighed for at opnå tilskud af samme størrelsesorden eller højere end tilsvarende tilskud til produktion, samt at sikre at landmændene ikke straffes på deres produktionsstilskud i forsøget på at opnå tilskud til naturpleje (Holbeck 2011).
6. Landbrugets naturpleje og arealforvaltning skal ses i sammenhæng med dets øvrige funktioner såsom produktion af sunde fødevarer og bioenergi, samt afbødningen af forureningen med næringsstoffer og udledningen af drivhusgasser. Det er dog vigtigt med tilstrækkelig belønning af initiativer, der medvirker til at fremme truet biodiversitet, det være sig arter, levesteder eller processer. Ellers er der risiko for, at naturen bliver prioriteret lavere end de tiltag som fremmer miljø, klima eller produktion og afsætning.

Perspektivering

Danmark er et af de lande, hvor en afskaffelse af EU's landbrugsstøtteordninger vil betyde mindst for arealanvendelsen. Muligvis vil det endda betyde, at landbrugsproduktionen totalt set vil stige i Danmark (Uthes m.fl. 2011). Samtidig vil en forstærket strukturudvikling øge presset på naturen i områder med yderligere intensivering af landbrugsdriften, samtidig med at marginale jorde muligvis vil blive taget ud af drift. Der ligger en stor mulighed for at få mere biodiversitet i agerlandet ved at udtage landbrugsarealer af drift, som det ikke er rentabelt at drive på markedsvilkår (uden støtte). Det er fx via en dynamik i den stil, at der er kommet meget natur i det ellers tæt befolkede østlige USA i løbet af det 20. århundrede (Peterken 1996). For at kunne prioritere naturhensyn også under markant ændrede vilkår for landbrugsproduktion kræves dog en omfattende naturkortlægning og tilstandsvurdering som forudsætning for at kunne hindre, at værdifuld natur går tabt. Desuden er udformningen af den fremtidige regulering af landbrugsproduktionen naturligvis afgørende for naturbeskyttelsen.

Tak

15. Juni Fonden og Aarhus Universitets Forskningsfond takkes for støtte til arbejdet med dette kapitel.

Referencer

- Ackrill, R. 2005: The Common Agricultural Policy. Side 435-470 i P. van der Hoek (red.): Handbook on Public Administration and Policy in the European Union. – Taylor & Francis.
- Buller, H., G. Wilson & A. Höll 2000: Agri-environmental Policy in The European Union. Side 1-8 i Introduction to regulation 2078.
- Christen, B. & T. Dalgaard 2011: Use of buffers on agricultural land in temperate Europe – mechanisms behind principal ecosystem function and services. – Biomass and Bioenergy (in press).
- Dalgaard, T. 2011: Materials and Methods. REFUGIA project working paper. – Aarhus University, Department of Agroecology.
- Dalgaard, T., J.E. Olesen, S.O. Petersen, B.M. Petersen, U. Jørgensen, T. Kristensen, N.J. Hutchings, S. Gyldenkerne & J.E. Hermansen 2011: Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture – How to achieve substantial CO₂ reductions? – Environmental Pollution 159: 3193-3203.
- Danmarks Naturfredningsforening, Dansk Ornitologisk Forening, Friluftsrådet, Dyrenes Beskyttelse, Danmarks Sportsfiskerforbund, Det Økologiske Råd & NOAH 2011: Sådan ligger landet – tal om landbruget 2011. – Danmarks Naturfredningsforening.
- Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A.B. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E.A. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011: Danmarks Biodiversitet – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Eriksen, J., B. Strandberg & K. Søgaard 2011: Naturen i græsmarken. – Vand og Jord 18: 61-63.
- European Commission 2010: The CAP towards 2020: Meeting the food, natural resources and territorial challenges of the future. – COM(2010) 672 final.
- Eurostat 2009: Agricultural Statistics – Main Results 2007-2008. – Eurostat European Commission, Luxembourg.
- Heldbjerg, H., M. Lerche-Jørgensen & A. Eskildsen 2011: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2010. Årsrapport for Punkttællingsprojektet. – Dansk Ornitologisk Forening.
- Holbeck, H.B. 2011: Naturpleje som driftsgren. – Vand og Jord 18: 64-66.
- Kristensen, I.T. & B.F. Pedersen 2009: Ændringer i landbrugets arealanvendelse 2007-2009. Braklagte natur- og udyrkede arealer. – Intern rapport Markbrug nr. 24, Aarhus Universitet.
- Levin, G. & B. Normander 2008: Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. – Faglig rapport fra DMU nr. 682.
- Meltofte, H., M.B. Grell, P.L. Lindballe & T. Nyegaard 2009: Ynglefuglene i danske småbiotoper. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 103: 11-21.
- Navntoft, S., L. Sigsgaard, R. Nimgaard, P. Esbjerg, K. Kristensen, L.C. Andresen & I. Johnsen 2009: Buffer zones for biodiversity of plants and arthropods: is there a compromise on width? – Pesticides Research No. 127, Miljøstyrelsen.
- Noer, H., T. Asferg, P. Clausen, C.R. Olesen, T. Bregnballe, K. Laursen, J. Kahlert, J. Teilmann, T.K. Christensen & L. Haugaard 2009: Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagtrevisionen 2010. – Faglig rapport fra DMU nr. 742.
- Peterken, G.F. 1996: Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Stoltze, M. 2005: Status over Danmarks dagsommerfugle 2005. – DN-notat.
- Topping, C.J. 2011: Evaluation of wildlife management through organic farming. – Ecological Engineering 37: 2009-2017.
- Uthes, S., A. Piorr, P. Zander, A. Kedziorac, F. Ungaro, T. Dalgaard, C. Kjeldsen, M. Stolze, H. Moschitz, C. Schader, K. Happe, A. Sahrbacher, M. Damgaard, C. Sattler, V. Toussaint, L. Casini & C. Müller 2011: Regional impacts of abolishing direct payments: an integrated analysis in four European regions. – Agricultural Systems 104: 110-121.
- Wind, P. & S. Pihl. (red.) 2010: Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Hvordan sikrer vi kysternes biodiversitet?

Ulrik Søchting¹, Peter Vestergaard¹, Preben Clausen²,
Roar Skovlund Poulsen³ og Thomas Bregnballe²

¹Biologisk Institut, Københavns Universitet

²Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

³Teknik- og Miljøforvaltningen, Aalborg Kommune

Indledning

Danmarks kyster består af en række meget forskelligartede naturtyper, som rummer en stor og i europæisk sammenhæng ofte enestående biodiversitet. Det er således Danmarks kystnatur og relativt lavvandede kystvande, der er vores største internationale ansvar at beskytte (se kapitel 1.5).

Langs de udsatte kyster er der som regel et smalt bælte af naturlige sandstrande med strandvolde, kystklinter, rullestenskyster eller egentlige klippekyster. Fælles for disse naturtyper er, at de rummer en høj naturlig biodiversitet, og at de kun i ringe udstrækning er underlagt menneskets gøren og laden (Christensen & Dreisig 2007). På kystklinterne varierer diversiteten med geologi og eksponering og med den rigdom af successionsstadier, der følger med skred og tilgroning. På sandstrande og rullestenskyster er dynamikken og diversiteten også væsentligst bestemt af naturgivne forhold og påvirkninger, specielt efter at råstofudnyttelsen af rullestensforekomsterne er indstillet (Vestergaard 2001, 2011).

Langs mange af de udsatte kyster findes der tillige et mere eller mindre bredt bælte af kystklitter, og langs beskyttede kyster findes mange steder strandenge. Såvel klitter som strandenge er til dels resultatet af menneskeskabte påvirkninger. Disse naturtyper kræver derfor en stadig pleje, hvis tab af biologisk mangfoldighed skal undgås i de kommende årtier. Disse habitater findes ikke alene på fastlandet og de større øer men også på ubeboede øer og holme, som ofte er mindre påvirkede af menneskelige forstyrrelser og til tider uden forekomst af rovdyr.

Sidst men ikke mindst rummer vadefladerne og de ofte lavvandede grunde langs kysterne en rig flora og fauna, som danner eksistensgrundlaget for de millioner af vandfugle, der er helt afhængige af de danske kystområder som træk- og overvintringsområder.

Strandengene

Strandenge er lavtliggende, saltpåvirkede naturtyper langs beskyttede kyster, hvor der ofte er lavvandede områder eller egentlige vadeblader udfor. De består af græssede saltenge og ugræssede rørsumpe, der tidvis oversvømmes med saltvand ved højvande. Ofte går engene over i græssede strandoverdrev, der ikke oversvømmes, men som er noget saltpåvirkede via vindbåret salt. Strandengene findes udbredt langs de indre danske farvande såvel som ved Vadehavet (Vestergaard 2000, Dreisig & Vestergaard 2007).

Det nuværende strandengsareal skønnes at udgøre mindre end halvdelen af strandengsarealet i Danmark for 150-200 år siden. Reduktionen skyldes dels, at højereliggende strandengsarealer er blevet opdyrket, dels landvindingsprojekter. Ved inddæmning og tørlægning af arealer på søterritoriet er store tilgrænsende strandengsarealer i tidens løb gået tabt (Hansen 2008). En skønsmæssig beregning viser, at det har medført en reduktion af det oprindelige strandengsareal med omkring en tredjedel (Brandt 1991, Vestergaard 2000). Og endelig er betydelige strandengsarealer blevet anvendt til losseplads, fyldt op til byudvikling m.v.

Den biologiske mangfoldighed er relativt høj på saltengen og på strandoverdrevet, mens den er lavere i rørsumpen. Samlet set vil diversiteten være højst på en strandeng, der rummer både græssede og ugræssede partier samt strandoverdrev. Men naturlig hydrologi er også vigtig.

Afgræsning er helt afgørende for diversiteten på strandengen. Dyrenes græsning og færden skaber variation. Dels er græsning selektiv, idet dyrene foretrækker nogle arter frem for andre, dels skaber dyrene ved deres tråd en mikrovariation med små tuer og huller. Desuden skaber græsningen lysforhold, som er gunstige for mange lavtvoksende plantearter, og som også er en forud-



Den lavvandede Følle Bund i Kalø Vig.

sætning for den udbredte forekomst af den gule engmyres tuer på mange strandenge. Græsningstrykket bør ikke være for højt – et græsningstryk svarende til 1-2 ungkreaturer pr. ha synes passende, jf. Vestergaard (1987). Høslæt kan være et alternativ til afgræsning, men resulterer i lavere diversitet end græsning pga. den langt mere ensartede påvirkning.

En anden nøglefaktor er de tidvise oversvømmelser med havvand, der skyldes såvel tidevand som opstuvning på grund af vindpres. Den varierende vandstand skaber den varierede morfologi med loer og huller og den varierede hydrologi og salinitet, som er blandt de øvrige forudsætninger for den høje diversitet.

Endelig er strandengens størrelse af betydning for diversiteten. Større sammenhængende arealer sikrer, at der er plads til strandengens rigdom af morfologiske strukturer samt plads til områder med forskellig salinitet, hvorved alle vegetationsbælter fra kvellervade og rørsump til strandoverdrev kan forekomme.

Den forventede globale havstigning vil kunne influere på strandengenes areal i fremtiden, jf. kapitel 2.9. Når havspejlet stiger, vil der ske en landværts parallelforskydning af strandengens zoner, hvis der er lavtliggende landarealer til rådighed (jf. Vestergaard 2000). Er det ikke tilfældet, fx pga. diger, vil strandengens areal blive reduceret, med mindre strandengens niveau pga. sedimentation kan holde trit med det stigende havspejl.

Strandengenes biodiversitet er aftagende

Plantediversiteten på strandengene er som helhed faldet gennem det 20. århundrede, selvom talrige strandengslokaliteter fortsat repræsenterer høj diversitet. Den faldende diversitet er især relateret til den landbrugsmæssige drift af arealerne (jf. Vinther & Tranberg 1999).

Af hensyn til afgræsning og høslæt er der i et vist omfang sket jordbearbejdning, isåning og gødskning på højereliggende dele af strandengene. Disse tiltag forøger udbyttet, men nedsætter den naturlige diversitet. Mange strandenge er blevet drænet ved grøftning med det formål at afkorte de perioder, hvor jorden er meget våd. Derved forandres den naturlige morfologi og hydrologi til skade for diversiteten. Og lokalt er inddigning blevet praktiseret for at forhindre oversvømmelser med havvand ved højvande og derved efterhånden reducere saliniteten på strandengen. Derved bliver de salttålende arter udkonkurreret.

På mange strandenge er græsningen imidlertid nu reduceret eller ophørt pga. ugunstig økonomi eller mangel på græsningsdyr. Det gælder især for mindre, upraktisk beliggende strandenge (Vestergaard 1987). Når græsningen på saltengen ophører, tager rørsumplanter, specielt tagrør, efterhånden over. Selvom rørsumpene huser en del sjældnere arter, som ikke trives på den græssede strandeng, kan ophørt græsning ikke undgå at redu-



Diversiteten på strandengen er bl.a. betinget af græsning og morfologisk variation. Her fladbundede huller og afløbsrender (loer) på en kreaturgræsset strandeng ved Glænø i Sydsjælland. Foto: Peter Vestergaard.

cere diversiteten på strandengen som helhed. På strandoverdrevet vil ophørt græsning ligeledes medføre fald i diversiteten pga. indvandring af vedplanter, specielt den invasive busk, rynket rose, der breder sig mange steder langs de danske kyster. Mere om rynket rose nedenfor.

Da ny grøftning, gødskning og omlægning af strandenge nu er i strid med Naturbeskyttelseslovens § 3, er det således – ved siden af den ophørende græsning – især den fortsatte lovlige gødskning, grøfteoprensning og omlægning, der er den største trussel mod strandengene i dag.

Strandengenes og småøernes fugleliv

De danske strandenge og -sumpe udgør sammen med de tilknyttede mudderflader og fladvandede områder vitale levesteder for en lang række arter af især gæs, svømmeænder og vadefugle. Danmark har et ganske særligt ansvar for at forvalte levestederne for disse vandfuglearter. Det skyldes enten, at de stedvis forekommer i så store antal, at man taler om 'international betydning', hvilket automatisk udløser et forvaltningsansvar i henhold til både Ramsarkonventionen og EF-fuglebeskyttelsesdirektivet, eller at de er optaget på EF-fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1 og derfor skal tilgodeses i Natura 2000-planlægningen. Det mest udprægede eksempel på førstnævnte kategori er de lysbugede knortegæs, hvor hele ynglebestanden på Svalbard, i Nordøstgrønland og på Franz Josef Land forekommer ved Limfjorden og Nissum Fjord om foråret (Clausen m.fl. 1998). Fra sidstnævnte kategori kan vi fremhæve ynglebestandene af brushane og baltisk engryle, to nationalt rødlistede fugle, der er i markant tilbagegang også internationalt (Thorup 2003). De store kobbersnepper, der er globalt rødlistede, lever i de samme områder som engrylerne og brushønsene (Thorup 2003). Knortegæssene udnytter strandengene som fourageringsområder, og vadefuglene benytter dem som yngle- og opvækstområde for deres afkom.

For disse fire arter samt de fleste andre ande- og vadefugle tilknyttet strandengene gælder, at græsning eller anden pleje er vital for fuglenes muligheder for at udnytte engene, men de stiller forskellige krav til vegetationshøjden på engene, hvorfor det er vigtigt ved plejen at sikre forekomsten af både partier med meget kort vegetation (fx til engrylerne og knortegæssene) og partier med højere vegetation (fx til brushønsene og kobbersnepperne).

For de truede engfugle indebærer afgræsningen også en risiko. Hvis for mange kreaturer lukkes ud for tidligt i forhold til fuglenes yngleperiode, eller hvis der lukkes mere end to dyr ud per hektar, kan de forårsage betydelige redetab ved nedtrampning af fuglenes reder (Nielsen 1996). På Tipperne i Ringkøbing Fjord og Vejlerne i Thy har man i mange år undgået tidlig udbinding i de vigtigste yngleområder for vadefuglene (Thorup 1998, Kjeldsen 2008), og i Tøndermarsken er kreaturnedtrampningen af viberejerne i Margrethekog stort set ophørt, efter at man har udskudt udbinding af dyr til efter den 15. maj (Clausen & Kahlert 2010).

De danske strandenge, holme og sandøer udgør også vigtige ynglesteder for ternere og måger. Flere af især ternearternes ynglebestande i Danmark er imidlertid i tilbagegang. Levevilkårene for nogle af disse arter har tilsyneladende været negativt påvirkede af forringede fødesøgningsmuligheder i yngletiden som følge af eutrofiering i fjorde og kystnære farvande. Desuden har mange strandenge, øer og holme mistet deres værdi som ynglesteder for kolonirugende fugle, i nogle tilfælde fordi landrovdyr (især ræv) og/eller mennesker nu optræder hyppigere end førhen (Bisschop-Larsen 2003).

Strande, sandbanker og holme benyttes desuden af de to danske sælarter, gråsæl og spættet sæl. Sælerne samler sig i kolonier på land i yngle- og fældeperioderne og er her meget sårbare over for menneskelige forstyrrelser både på land og fra vand. Især i kolonier, der er tilgængelige fra land, såsom på Anholt, er det et problem, at ynglesæsonen i juni-juli falder sammen med et øget



Danmark har ansvaret for hovedparten af den lille bestand af lysbugede knortegæs, der yngler på Svalbard og i det nordøstligste Grønland, og som raster og overvintrer bl.a. som her på Agerø ved Mors. Foto: H.H.M. Dekkers.

antal turister, som ikke altid overholder adgangsforbuddene eller overser skiltene.

Aktuelt er der problemer med et højt prædationstryk for en lang række engfuglearter og kolonirugende arter på fx Vestamager, i Tøndermarsken og på Tipperne, og det er også evident på Tipperne og til dels i Tøndermarsken, at prædationen har været stigende, samt at den i dag er nået op på et niveau, hvor nogle vadefuglebestande næppe er selvreproducerende (Olsen 2003, Clausen & Kahlert 2010, Thorup & Laursen 2010). Denne udvikling er til dels udtryk for, at man har fredet 'rovtøjet', og at langt de fleste rovfugle dermed er i fremgang (Heldbjerg m.fl. 2011), hvorimod bestandsudviklingen for ræv er mindre sikker, fordi den førhen kun har været overvåget ved vildtudbyttestatistikken, der er følsom overfor ændringer i jagtudøvelsen. Lokalt er der evidens for stigende ræveforekomster i fx Tøndermarsken, og da rævene især præderer på rederne og rovfuglene på ungerne, har udviklingen samlet ført til et øget prædationstryk (Clausen & Kahlert 2010).

Indtil forvaltningen af strandengene over hele landet får sikret langt flere egnede levesteder, kan prædatorbekæmpelse være nødvendig for at sikre levedygtige bestande af nogle af de særligt truede og rødlistede arter i Danmark. Fuglene bruger ofte udkigs-

poster, når de skal lokalisere fuglereder og -unger. Man kan derfor også reducere rov- og kragefuglenes muligheder ved aktivt at fjerne træer og buske, pæle, stolper m.v. på og i nærheden af strandengene. Dette gælder fx en del såkaldte 'vildtplantninger', som er etableret på strandenge en del steder i landet, og som det ikke længere er tilladt at etablere.

Vekselvirkning med vadebladerne og rørsumpene

Mange af strandengens fuglearter udnytter engene i en vekselvirkning med de fladvandede områder udenfor engene. Knortegæssene og pibeænderne foretrækker at fouragere på lavvandede områder med havgræsser eller ålegræs eller vadeblader med dværgålegræs, fordi det giver dem et mere favorabelt energibudget, men strandengene er vitale alternativer, når højvandssituationer gør det umuligt for fuglene at nå vandplanterne i fjordene, eller når bundvegetationen er græsset ned (Madsen 1988, Clausen 1998, 2000).

Eutrofieringen af de indre danske farvande (se kapitel 2.7) har betydet, at ålegræsset og andre vandplanter i dag har markant reduceret udbredelse i flere danske fjorde, såsom Ringkøbing og Nissum Fjorde, dele af Limfjorden samt Mariager Fjord. Det medfører en betydelig tilbagegang for de fuglearter, der lever



Rynket rose har invaderet en lav klit langs kysten af Kattegat, Vendsyssel. Foto: Peter Vestergaard.

af bundplanterne eller deres tilknyttede smådyr (Clausen m.fl. 2009, Fællø 2011, Meltofte & Clausen 2011). De tilbageværende fugle forsøger i stedet at fouragere på de afgræssede strandenge, men i områder, hvor afgræsningen er ophørt, må de i stigende grad søge til landbrugsarealer i baglandet, hvilket har negative energetiske konsekvenser for fx knortegæssene (Clausen 2010). Da enkelte arter, fx krikand, er vitalt afhængige af strandrørsumpene som fourageringsområder, skal engplejen sikre en mosaik af strandenge og -sumpe. Ynglende vadefugle foretrækker tillige fugtige enge (Kahlert m.fl. 2007), hvilket skyldes, at vadefuglenes unger har svært ved at finde tilstrækkelig føde på knastørre enge i modsætning til fugtige enge, hvor vandet tvinger smådyrene op til overfladen. De anbefalinger, som skal sikre fuglenes behov, falder derfor godt i tråd med de behov, der tilgodeser strandengenes botaniske diversitet.

For de hundredtusinder af svømme- og vadefugle, der udnytter de lavvandede danske kyster i træktiderne forår og efterår er tilstrækkelig fred også vigtigt. For at sikre denne fred er der især i 1990'erne oprettet et stort antal reservater med jagt- og adgangsbegrænsninger i de fleste af Danmarks internationalt betydningsfulde områder for vandfugle, men disse reservater omfatter de fleste steder kun de lavvandede kystområder og ikke de tilstødende strandenge (Clausen m.fl. 2004). Det betyder, at især de jagtbare fugles mulighed for at udnytte strandengene og strandsumpene mange steder er stærkt reduceret i jagttiden om efteråret og vinteren.

Kystklitternes dynamik og biodiversitet

Langs den jyske vestkyst og i mindre grad i det øvrige land er strandsandet føjet ind over landet og har resulteret i et ofte meget bredt klitbælte, som er enestående i europæisk sammenhæng og derfor en højt prioriteret naturtype.

Stabile kystklitter med urtevegetation er således en prioriteret naturtype i Habitatdirektivet, som har en betydelig del af sin totale europæiske forekomst her i landet. Danmark har derfor et helt særligt ansvar for, at netop denne naturtype har en gunstig bevaringsstatus.

Kystklitterne på det nøgne sand er fattige på arter; derefter gennemløber de en længere succession, hvor specielt mosser og laver afløser hinanden for sluttelig at resultere i en relativt artsfattig klithede med hedelyng og revling. Den store artsdiversitet knytter sig således til successionsstadierne, dels i den primære kolonisering, dels i sekundære successioner efter vindbrud i gamle klitter.

De artsrige klitlokaliteter består af en dynamisk mosaik af successionsstadier, der til stadighed rykker rundt og etablerer sig, hvor topografi, hydrologi mv. er tilpas. De dynamiske økosystemer kræver, at der til stadighed er forekomst af alle nicher, og at afstandene mellem dem ikke er for store. Opstår et vindbrud ét sted, må koloniseringen foregå indenfor et kort tidsrum inden et nyt successionsstadium tager over og ændrer konkurrenceforholdene. Sjældne og dårligt spredende arter får dermed et stort problem, fordi de skal etablere sig på et nyt sted, inden det aktuelle voksested glider over i et nyt successionsstadium.

Siden 1700-tallet er der gjort en målrettet indsats for at bekæmpe sandflugten ved nedgravning af grene og plantning af hjælme og hårdføre fyrretræer. Projektet er i høj grad lykkedes. De vandrende klitter er bragt under kontrol, og da fårene stort set også er forsvundet fra klithederne, er efterfølgende brud i klitternes vegetationsdække blevet sjældnere. Når sandjorden ikke blottes, og der ikke pålejres nyt sand, dækkes klitheden lidt efter lidt med dværgbuske og ender som et homogent grønt dække af revling. Revlingheden hører til de virkelig artsfattige naturtyper. Dens stabilitet understøttes af den stadige deposi-

Høj biodiversitet i den grå klit kræver til stadighed friske successionsstadier. Hulsig Hede.
Foto U. Söchting.



tion af kvælstofforbindelser fra luften; uden pleje er slutresultatet en skov.

Hvor tilplantning af klitter og klitheder med fyr har bidraget til den succesfulde tæmning af sandet, er klithederne endt som klitplantager. Mange klitplantager er i dag populære mål for skovture, svampeindsamling etc., men deres vækst er sket på bekostning af grå klit og klitheder – to for Danmark særegne, lysåbne naturtyper.

De primære trusler – tilgroning og eutrofiering

Arealindskrænkning og den naturlige og menneskeskabte tilgroning af klitterne er de største trusler mod de artsrige klitter og klitheder. Denne proces forstærkes af en unaturlig høj næringsberigelse fra kvælstofdeposition. Dertil kommer, at mange klitområder i dag er drænede og grøftede, hvorved de artsrige fugtige klitlavninger og næringsfattige søer og vandhuller forsvinder.

Klitterne er meget følsomme overfor kvælstofdeposition. DMU har anslået, at depositionsniveauerne overalt i Danmark overstiger naturtypens tålegrænse for kvælstofdeposition, dvs. den afsætning, over hvilken der er risiko for væsentlig ændring i økosystemet. Kvælstofafsætningen medfører ikke blot en hurtigere tilgroning. Den fremmer også opbygningen af organisk materiale i klitjorden, hvorved der etableres et tykt førnelag. Studier på danske indlandheder har vist, at netop det tykke førnelag er en af de vigtigste årsager til forarmning af mos- og lavvegetationen; det samme vil sandsynligvis også gælde i klitter, særligt klitheder (Degn & Söchting 2008). Også den invasive mos, stjerne-bredribbe, der har bredt sig meget i de seneste årtier, fremmes af øget førnemængde og nedsat sandpålejring (Ketner-Oostra & Riksen 2005).

Foruden den invasive mos stjerne-bredribbe er rynket rose en alvorlig trussel mod den hjemmehørende biodiversitet i kystnære klitter og strandoverdrev (Weidema m.fl. 2007). Opgravning,

slåning og græsning har vist sig lidet effektive, og anvendelse af kemisk bekæmpelse er forbundet med en betydelig bekymring mht. effekter på den øvrige vegetation og miljøet generelt. Med henblik på en mere langsigtet bekæmpelsesstrategi er der i 2010 iværksat stærkt påkrævede, kontrollerede forsøg med bl.a. kemisk bekæmpelse med henblik på at afdække den langsigtede effekt på den naturlige diversitet og artssammensætning.

Også klitterne i de øvrige europæiske lande, særligt Holland og De Britiske Øer, er stærkt påvirkede af tilgroning (Rhind & Jones 2009). Specielt skyldes det en øget ophobning af organisk materiale og en manglende dannelse af nye successionsstadier med nøgent flyvesand. I Danmark ses de samme fænomener.

Mosaikpleje

For at opretholde de dynamiske processer i klitter og klitheder, er mosaikpleje (pattern management) et moderne forvaltnings tiltag, som består i en spredt destruktion og helst fjernelse af det organiske tørvelag. Derved nulstilles vegetationen og en ny succession starter, men det blotlagte sand vil også med vinden blive ført til omliggende arealer, hvor sandpålejring bl.a. vil hæmme stjerne-bredribbemossen til fordel for den væsentlige pionérart, hårspidset jomfruhår (Riksen m.fl. 2006). Feltstudier (Boxel m.fl. 1997) tyder på, at de kunstigt skabte vindbrud skal være på mindst 50 m² for at kunne fortsætte i en naturlig dynamik.

Mosaikpleje fremmer mængden af successionsstadier og dermed variationen i vegetationen som helhed. Ikke blot vil dette øge artsdiversiteten for planter, mosser og laver, men det er også af betydning for mange af klitternes dyr, der er knyttet til forskellige vegetationstyper. Det gælder særligt mange af de insekter, der er tilknyttet eksponeret sand.

Et bæredygtigt dynamisk klithedeområde kræver store arealer. For at fremme klitområder i dynamik, kunne fem områder på



Efter at de fleste ferske enge er blevet drænede og opdyrkede, er strandengene blevet de vigtigste yngleområder for en række truede engfugle, såsom store kobbersnepper.

mindst 1000 ha udlægges langs den jyske vestkyst med intensiv pleje ved med en mosaik af tørveskrælning, afbrænding, afgræsning og forbedret hydrologi, således at 5-10 % til enhver tid var åbent sand.

Sammenfattende anbefalinger til sikring af kysternes biodiversitet

Strandengene:

1. Opretholdelse af igangværende græsning med et græsningstryk svarende til 1-2 ungkreaturer pr. ha, eller genindførelse af tidligere, nu ophørt græsning. Den højeste diversitet opnås dog, hvis der på strandengen tillige indgår arealer, der ikke afgræsses. Høslæt kan være et alternativ til græsning, såfremt dyr ikke er til rådighed, men høslæt resulterer i lavere diversitet end græsning.
2. Nedlæggelse af drængrøfter og fjernelse af mindre diger, hvorved det naturlige oversvømmelsesmønster ved højvande og den naturlige hydrologi genskabes. Derved fremmes også den naturlige variation i saliniteten på strandengen.
3. Ophør af jordbearbejdning og gødskning på højereliggende strandengsarealer og strandoverdrev.

4. Tilskudsordninger til gennemførelse af ovennævnte tiltag. Det bør også gælde for strandenge udenfor Natura 2000-områderne.
5. Sen udbinding af de græssende dyr samt sikring af lavt prædationstryk fra ræv, mink og kragefugle til supplerende sikring af engfuglene.
6. Forøgelse af det samlede strandengsareal ved at genindføre saltvandstilstanden på tidligere, nu inddæmmede og tørlagte strandengskyster.
7. På længere sigt, friholdelse af lavtliggende, kystnære landarealer, der vil tillade landværts ekspansion af strandenge i tilfælde af stigende havspejl.

Kystklitterne:

1. Forhindring af nåletræers spredning fra klitplantager, rydning af kystnære klitplantager, samt fjernelse af mest muligt af tørvelaget.
2. Bekæmpelse af rynket rose. Der er behov for iværksættelse af supplerende kontrollerede forsøg, der skal klarlægge effekten af forskellige bekæmpelsesmetoder – herunder kemiske – på den naturlige diversitet.
3. Periodevis afgræsning af klitterne vha. får eller tungere dyr mhp. blotlægning af mineraljorden, sårbare grå klitter undtaget.

4. Kontrolleret pletvis afbrænding af klitheder med fokus på dybdeafbrænding af fønelaget.
5. Begrænsning af klitdæmpning til det absolut nødvendige, og provokeret start af nye unge klitter.
6. Nedsættelse af ammoniakafsætning, specielt fra husdyrbrug i nærheden af klitområder.
7. Nedsættelse af næringsstofpåvirkning ved fremme af løvskovs-tilplantning mellem klitområder og landbrugsområder.
8. Retablering af naturlig hydrologi, herunder genskabelse af klitsøer og fugtige lavninger, ved nedlæggelse af drængrøfter.

De lavandede områder:

1. Yderligere reduktion af tilledning af næringsstoffer til vandmiljøet med 30.000 ton som foreslået af DMU.
2. Naturgenopretning af afvandede vadeblader og andre lavvandede områder.
3. Udvidelse af reservaterne langs kysterne til også at omfatte strandenge og rørsumpe de steder, hvor dette ikke allerede er tilfældet.

Referencer

- Bisschop-Larsen, L. 2003: Bestandsudviklingen hos terner (*Sterna spp.*, Aves) i Det Sydfynske Øhav. – Flora og Fauna 109: 87-94.
- Boxel, H.G., P.D. Jungerius, N. Kieffer & N. Hampele 1997: Ecological effects of reactivation of artificially stabilized blowouts in coastal dunes. – *Journal of Coastal Conservation* 3: 57-62.
- Brandt, E. 1991: Spærringer og forsvundne øer. Registrering og vurdering af mulighederne for naturgenopretning på søterritoriet. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Christensen, S.N. & H. Dreisig 2007: De eksponerede kyster. Side 247-304 i P. Vestergaard (red.): *Naturen i Danmark*, bind 3: Det åbne land. – Gyldendal.
- Clausen, P. 1998: Choosing between feeding on *Zostera* and salt marsh: Factors affecting habitat use by brent geese in Spring. – *Norsk Polarinstitut Skrifter* 200: 269-286.
- Clausen, P. 2000: Modelling water level influence on habitat choice and food availability for *Zostera* feeding brent geese *Branta bernicla* in non-tidal areas. – *Wildlife Biology* 6(2): 75-87.
- Clausen, K. 2010: Consequences of changing habitat exploitation among light-bellied brent geese *Branta bernicla* hrota in Mariager Fjord – behaviour, energetics and fitness-related aftermaths. – Specialerapport fra Biologisk Institut/Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Clausen, P. & J. Kahlert (red.) 2010: Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. – Faglig rapport fra DMU nr. 778.
- Clausen, P., J. Madsen, S.M. Percival, D. O'Connor & G.Q.A. Anderson 1998: Population development and changes in winter site use by the Svalbard light-bellied brent goose, *Branta bernicla* hrota 1980-94. – *Biological Conservation* 84: 157-165.
- Clausen, P., E. Bøgebjerg, J.P. Hounisen, H.E. Jørgensen & I.K. Petersen 2004: Reservatnetværk for trækende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. – Faglig rapport fra DMU nr. 490.
- Clausen, P., H. Møltøfte & T.E. Holm 2009: Vandfugle og bundvegetation i fjorde under global opvarmning – har fuglene og vi et problem i Danmark? Side 115-130 i B. Søgaard & T. Asferg (red.): *Arter 2007*. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 713.
- Degn, H. J. & U. Søchting 2008: Laver på Randbøl Hede. – Notat til Skov- og Naturstyrelsen, Trekantsområdet.
- Dreisig, H. & P. Vestergaard 2007: Strandengskysterne. Side 305-356 i P. Vestergaard (red.): *Naturen i Danmark*, bind 3: Det åbne land. – Gyldendal.
- Fællid, C. 2011: Impacts of habitat loss on a herbivorous waterbird guild in the Danish estuary, Mariager Fjord. – Specialerapport fra Biologisk Institut/Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Hansen, K. 2008: Det tabte land. – Gads Forlag.
- Heldbjerg, H., M. Lerche-Jørgensen & A. Eskildsen 2011: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2010. – Årsrapport for Punkttællingsprojektet, Dansk Ornitologisk Forening.
- Kahlert, J., P. Clausen, J.P. Hounisen & I.K. Petersen 2007: Response of breeding waders to agri-environmental schemes may be obscured by effects of existing hydrology and farming history. – *Journal of Ornithology* 148 (Suppl. 2): 287-293.
- Ketner-Oostra, R. & M. Riksen 2005: Actief beheer voor het behoud van levend stuifzand. Eindrapport effect van beheersmaatregelen Kootwickerzand, Deel 1: Vegetatie- en Winderosie-onderzoek. – Report Wageningen University, the Netherlands.
- Kjeldsen, J.P. 2008: Ynglefugle i Vejlerne efter inddæmningen, med særlig vægt på feltstationsårene 1978-2003. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 102: 1-240.
- Madsen, J. 1988: Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. – *Danish Review of Game Biology* 13(4): 1-32.
- Møltøfte, H. & P. Clausen 2011: Forekomsten af svømmefugle på Tipperne 1929-2007 i relation til Ringkøbing Fjords miljøforhold. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 105: 1-120.
- Nielsen, K.D. 1996: Vibens (*Vanellus vanellus*) og andre vadefugles ynglesucces på kreaturafgræssede arealer i Margrethe Kog. – Specialerapport, Institut for Zoologi, Afdeling for Populationsbiologi, Københavns Universitet.
- Olsen, H. 2003: Patterns of predation on ground nesting meadow birds. – PhD-afhandling, Institut for Økologi, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole.
- Rhind, P. & R. Jones 2009: A framework for the management of sand dune systems in Wales. – *Journal of coastal Conservation* 13: 15-23.
- Riksen, M., R. Ketner-Oostra, C. van Turnhout, M. Nijssen, D. Goossens, P.D. Jungerius & W. Spaan 2006: Will we lose the last active inland drift sands of Western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in the Netherlands. – *Landscape Ecology* 21: 431-447.
- Thorup, O. 1998: Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 81: 1-192.
- Thorup, O. 2003: Truede engfugle – status for bestande og forvaltning i Danmark. – Dansk Ornitologisk Forening, København.
- Thorup, O. & K. Laursen 2010: Ynglefuglene på Tipperne 2010. – Nyhedsbrev fra DMU, december 2010.
- Vestergaard, P. 1987: Vegetation på strandenge i sydøst-Danmark i relation til landbrugsmæssig drift og anden udnyttelse. Marginaljorder og Miljøinteresser. Miljøministeriets projektundersøgelser 1986. Teknikerrapport nr. 31. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Vestergaard, P. 2000: Strandenge - en beskyttet naturtype. – Miljø- og Energi-ministeriet. Skov- og Naturstyrelsen. Gads Forlag.
- Vestergaard, P. 2001: Geomorphology and vegetation of Danish coastal shingle. Side 277-289 i J.R. Packham, R.E. Randall, R.S.K. Barnes & A. Neal (red.): *Ecology and geomorphology of coastal shingle*. – Westbury Academic and Scientific Publishing, Otley.
- Vestergaard, P. 2011: Planter på rullesten. – *Urt* 35(1): 29-36.
- Vinther, E. & H. Tranberg 1999: Naturkvalitet på strandenge i Fyns Amt før og efter 1980. – Fyns Amt.
- Weidema, I., H.P. Ravn, P. Vestergaard, I. Johnsen & H.E. Svart (red.) 2007: Rynket rose (*Rosa rugosa*) i Danmark. Rapport fra workshop på Biologisk Institut, Københavns Universitet, 5.-6. september 2006. – Biologisk Institut, Københavns Universitet, Skov og Landskab, Københavns Universitet, Skov- og Naturstyrelsen.

Hvordan sikrer vi havets biodiversitet?

Jørgen L.S. Hansen¹, Stiig Markager¹, Peter Rask Møller², Ib Krag Petersen¹,
Rasmus Due Nielsen¹ og Signe Sveegaard²

¹Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

²Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet

Indledning

De danske havområder er levested for mangfoldige dyre- og plantesamfund, som er knyttet til havbunden, til de frie vandmasser og til den store føderesurse, som havet udgør for fisk og havpattedyr og ikke mindst de millioner af vandfugle som hvert år besøger de danske farvande for at yngle, raste eller overvintrere. Området, der strækker sig fra den centrale Nordsø og Skagerrak til den vestlige Østersø er karakteriseret ved stærke gradienter i saltholdighed og lagdeling, som sammen med varierende bundforhold skaber en række meget forskelligartede miljøer (se kapitel 1.5). De danske havområder kan inddeles i tre typer: 1) Åbne områder med stor vanddybde (fx Nordsøen, østlige Kattegat og den vestlige Østersø); 2) åbne områder hvor vanddybden er lave, og der er tæt kontakt til kysten, fx Bælthavet og Det Sydfynske Øhav; og 3) fjorde hvor der sjældent er lagdeling og vanddybden ofte kun er få meter.

De danske havområder udgør en del af verdens største brakvandsområde, og økosystemet er på mange måder unikt globalt set. Det hænger bl.a. sammen med, at de danske farvande udgør et stort, relativt lavvandet 'strømsted' mellem et af verdens største indhave, Østersøen, og det åbne Atlanterhav, og at det oftest er isfrit om vinteren. Samtidig er havet en vigtig del af vores kultur og historie. En beskyttelse og genopretning af biodiversiteten i havet er derfor både en national og international forpligtelse, som påhviler Danmark.

Traditionelt har vi mest udnyttet havets fiskeresurser og råstoffer som sten og grus. I dag udgør havet også en vigtig rekreativ resurse, og her spiller biodiversiteten over og under havets overflade en stor rolle. Traditionelt har havet været 'frit' med få restriktioner på sejlads. I nutiden og fremover skærpes konkurrencen om pladsen på havet til fiskeri, faste installationer som havvindmølleparker og broer, rekreative områder, trafik mm. Be-

skyttelsen af de marine habitater og biodiversiteten bliver derfor en nødvendig og central del af fremtidens arealplanlægning.

Fordeling af biodiversiteten

Saltholdigheden har stor betydning for den naturlige fordeling af biodiversiteten. Man finder generelt flest arter ved høje saltholdigheder (Remane 1934), og der ses således en faldende artsrigdom af både bunddyr, fisk og makroalger ind gennem de indre danske farvande. Faldet i fiskediversiteten kompenseres dog delvist af tilstedeværelsen af ferskvandsfisk i de brakke områder. Ud over variationerne i vandets saltholdighed, så byder havbunden i de danske farvande på så forskelligartede habitater som lavvandede områder med vegetationsdækket bund, stenrev, områder med kalksøjler og dybe områder med blødt mudder. Hver især rummer disse levesteder karakteristiske dyre- og plantesamfund.

Et andet forhold, der spiller en rolle for fordelingen af biodiversiteten, er den spredning, der sker, når organismene transporteres med havstrømmene. Det er kun større dyr, der kan bevæge sig uafhængigt af havstrømmene over større afstande og aktivt opsøge deres levesteder. Mindre organismer i de frie vandmasser er planktoniske og transporteres mere eller mindre passivt med havstrømmene. Det gælder for fiskelarver og sporestadierne af makroalgevegetationen på bunden, og det gælder for størstedelen af bunddyrssamfundet, der har planktoniske larvestadier, som varer fra få dage til måneder, inden de bundfælder sig og bliver mere stedfaste voksne individer.

Opretholdelsen af biodiversiteten på havbunden forudsætter, at der hele tiden sker en rekruttering til samfundet, og her kan mængden af larver i planktonet være begrænsende (Thorson 1966). I forhold til beskyttelsen af bundens biodiversitet er det vigtigt at holde sig for øje, at selvom biodiversitet på bunden i høj grad afspejler det lokale miljø, så kan opretholdelsen af biodiver-

Blandet ral- og biogent rev på 15 m dybde ved Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat. Revet er dannet af hestemuslinger og småsten. Grønne søpindsvin har helt afgræsset stenene for oprette alger, men tilbage er almindelig søanemone, almindelig konk, pighuder og skorpeformede kalkindkrusterede rødalger. Foto: Karsten Dahl.



siteten i et område være betinget af, at der regionalt er tilstrækkeligt store populationer til at sikre den nødvendige rekruttering. Fordelingen af bunddyr i en del fjorde og kystnære områder tyder på, at det sydlige centrale Kattegat fungerer som kildeområde for rekrutteringen og dermed biodiversiteten generelt i de indre danske farvande (Josefson & Hansen 2004, Bendtsen m.fl. 2007).

Truslerne fra menneskets aktivitet mod biodiversiteten i havet varierer i rum og skal forstås i relation til variationerne i det fysiske miljø. Der er især tre forhold, som truer biodiversiteten: eutrofiering, ødelæggelse af habitaterne og ikke bæredygtig udnyttelse af økosystemet (fiskeri, jagt og indsamling).

Eutrofiering

De danske havområder er generelt påvirket negativt af eutrofiering pga. udvaskning af næringsstoffer (kvælstof og fosfor) fra det opdyrkede land. Udledningen af næringsstoffer blev omkring seksdoblet op gennem forrige århundrede og toppede midt i 1980'erne. Selvom tilførslerne er blevet reduceret, ligger der betydelig mængder af næringsstoffer i sedimentet, og tilførslerne af kvælstof er stadig ca. det tredobbelte af tilførslerne omkring år 1900. En direkte effekt af eutrofiering er, at økosystemet bliver domineret af få opportunistiske arter, der er tilpasset et næringsrigt miljø, på samme måde som det kendes fra land.

Ålegræs var tidligere den dominerende plante i danske fjorde, men arealet med ålegræs er i dag kun få procent af udbredelsen omkring år 1900. Ålegræsenge udgør en særlig habitat med en høj diversitet af fisk, fugle og hvirvelløse dyr. Men ålegræshabitaten er følsom for eutrofiering, og beregninger viser, at omkring en halvering af den nuværende kvælstoftilførsel er nødvendig for genskabe en god økologisk tilstand i de danske fjorde og genskabe bestanden af ålegræs (Markager m.fl. 2006, 2008, 2010a, 2010b, Sømod m.fl. 2009). På sigt vil reduktionen tillade ålegræs-

set at reetablere tidligere tiders udbredelse, men der må forventes en betydelig forsinkelse; antagelig flere årtier (Markager 2010b, Krause-Jensen m.fl. 2012). Andre havgræsser og makroalger vil på lignende vis få bedre vilkår, og man må forvente, at fjordene samlet set vil få en højere biodiversitet.

Eutrofiering øger også risikoen for iltsvind, som direkte rammer bundlevende dyr og planter og formindsker fødegrundlaget for fisk. Dermed kan også de højere trofiske lag, såsom havfugle og havpattedyr, blive berørt af eutrofieringen, hvis deres fødegrundlag forringes. Under iltsvind ophobes der sulfid i havbunden, hvilket ødelægger strukturen og begrænser mulighederne for, at der kan udvikles et artsrigt bunddyrssamfund. Det må antages, at en halvering af kvælstoftilførslerne over tid også vil reducere forekomsten af iltsvind i fjordene samt i de kystnære områder i det sydlige Bæltthav. I de åbne havområder er en forbedring iltforholdene afhængig af en samlet indsats fra landende omkring Østersøen. Hvis klimaet generelt bliver varmere, vil dette alt andet lige medføre øget iltsvind, og yderligere reduktioner i næringsstofkoncentrationerne kan blive nødvendige for at begrænse udbredelsen af iltsvind i fremtiden (Hansen & Bendtsen 2006, 2009).

Marine habitater

De marine dyre- og plantesamfunds habitater er under forandring og generelt i nedgang. Stenrevene i de danske farvande har været genstand for et massivt stenfiskeri i forbindelse tidligere tiders (1900-1990) råstofindvinding. Når stenene bliver fjernet, forsvinder substratet for de organismer, der er tilknyttet den hårde bund. Nogle stenrev er muligvis helt forsvundet, og i andre tilfælde er alle de store fritliggende sten blevet fjernet, således at toppen af stenrevene, hvor forholdene for vegetationen er mest favorable, er forsvundet (Dahl m.fl. 2009). Samtidig mindskes den

strukturelle heterogenitet, som er særegen ved stenrev, når de stenansamlinger, der rager op og skaber særlige levesteder som huler mm., fiskes væk (Dahl m.fl. 2001, 2003). De største sten har muligvis også bidraget til at beskytte områder mod trawling. Efter at stenfiskeriet gradvist ophørte omkring år 2000 og helt blev forbudt i 2010, kan trawlfiskeriet efterfølgende have medført yderligere ødelæggelse af stenrevshabitaterne.

Beskyttelse af stenrevenes biodiversitet kræver naturligvis, at de sten og de strukturer, der er tilbage, beskyttes, men herudover kan reetablering af stenrev ved kunstig udlægning af sten blive nødvendig, således som det forsøgsvis praktiseres i det nordlige Kattegat ved Læsø Trindel (Dahl m.fl. 2009). Supplerende tiltag kan eventuelt iværksættes i forbindelse med offshore konstruktioner af havvindmølleparker. Sådanne konstruktioner virker som kunstige rev og kan forøge biodiversiteten lokalt med arter, der normalt findes på stenrev (Wilhelmsson & Malm 2008). Her vil det være muligt at vælge materialer og design af de undersøiske dele, så det minder mest muligt om naturlige stenrev. Sådanne habitatskabende modifikationer må formodes at være relativt billige, og da denne type af anlæg bliver stadigt mere almindelige, kan effekten på biodiversiteten blive betydende. Herudover vil beskyttelsen af de kunstige rev være nemmere, da vindmølleparkerne i forvejen fordrer restriktioner i arealanvendelsen (trafik, fiskeri mm.). Andre typer af offshoreanlæg (fx broer, havne, platforme osv.) kan på tilsvarende vis modificeres, så der skabes nye habitater, der er så naturtro som muligt.

Fiskeri med slæbende redskaber som skrabning efter blåmuslinger forstyrrer og fjerner hårdt substrat. Langtidseffekter kan undgås ved genudlægning af de sten og skaller, som skrabs op. Men så længe fiskeriet foregår, forhindres en naturlige etablering og udvikling af bundens dyre- og plantesamfund, og områdets biodiversitet vil være unaturligt lav. Naturgenopretning med udlægning af sten bør derfor kombineres med trawlforbud. På blandet sedimentbund er det især ålegræshabitaten, der er truet af trawling. Den ødelægger eksisterende bevoksninger og forhindrer, at nye etableres. Enhver form for fiskeri med bundslæbende redskaber på lavt vand bør derfor ikke foregå i ålegræssets nuværende udbredelsesområde og ej heller i områder med potentiale for ålegræs (fx historisk dokumenteret). Det vil i de fleste fjorde være på dybder lavere end 5-10 m.

I de åbne farvande foregår intensiv trawling på sedimentbund, specielt i de dybere dele af det centrale Kattegat (Nilsson & Ziegler 2007), hvor nogle områder bliver overstrøget af redskaber adskillige gange om året. Biodiversiteten på sedimentbunden har været faldende i en årrække, og i Kattegat har nedgangen været markant (Josefson & Hansen 2010). I 2008 fandt man således kun ca. det halve af det antal arter, som man kunne finde i en tilsvarende prøve 15 år tidligere (Josefson & Hansen 2010). Der er dog ikke foretaget analyser, der dokumenterer en direkte sammenhæng mellem den faldende biodiversitet og den intensive trawl-aktivitet i området, men andre steder er det dokumenteret, at diversiteten går ned ved gentagen trawling.

Det er naturligt nok de organismer, der rager op og lever tæt på sedimentoverfladen, samt arter med langsom vækst, der er mest følsomme. Nogle af de særligt følsomme arter som fx søpindsvin er samtidig arter, der skaber heterogenitet i sedimentet og dermed bidrager til, at sedimentet kan rumme et artsrigt

dyresamfund (Widdicombe m.fl. 2004). Herudover overlapper området, som trawles intensivt (Pommer 2011), med det område i det centrale Kattegat, der antages at spille en vigtig rolle for rekrutteringen af dyr og planter i de kystnære områder (Josefson & Hansen 2004).

Det samlede areal, der på nuværende tidspunkt er omfattet af Natura 2000-beskyttelsen, er 18 % af Danmarks samlede havareal, som dermed lever op til Nagoya-målet om beskyttelse af minimum 10 %. Men det må pointeres, at disse områder ikke udgør et repræsentativt udsnit af de marine habitater i de danske farvande. Der vil være behov for at udvide beskyttelsesområderne til også at omfatte biodiversiteten på sedimentbunden. Her vil det være relevant at forbyde trawling i et eller flere sammenhængende områder i det sydlige og centrale Kattegat. I den nordlige del af Øresund, hvor der i lang tid har eksisteret et trawlforbud pga. trafikssikkerhed, er biodiversiteten relativ høj. Dette området har dog et begrænset areal og ligger hydrologisk set mere isoleret end Kattegat. Behovet for sammenhængende beskyttelsesområder af sedimentbunden kan tilgodeses ved oprettelsen af marine nationalparker eller udvidelse af de udpegede habitatområder.

Fisk og fiskeri

Af de ca. 220 marine fiskearter i danske farvande (Carl m.fl. 2004) er det generelt kun de ca. 30 kommercielle arters status, der følges nøje. Resten af fiskebiodiversiteten er der meget begrænset eller slet inden viden om. I projektet Atlas over danske saltvandsfisk (www.fiskeatlas.dk) sammenstilles vores viden om den samlede fiskediversitet. Dog er mange arters status endnu ikke vurderet, og manglende viden vil umuliggøre en egentlig statusevaluering. De marine fiskearter er derfor endnu ikke rødlistevurderet.

Et problem for forståelsen af den samlede biodiversitet er, at familier med nærtbeslægtede arter i mange tilfælde ikke artsbestemmes korrekt. Eksempelvis kendes fordelingen af de fire almindelige arter af tobiser ikke, selvom de samlet set var den økonomisk vigtigste ressource i dansk fiskeri i 2010 (Warnar 2011). Det samme gælder en lang række andre arter, fx rokker, som heller ikke artsbestemmes i fiskeriforvaltningen. Man kan derfor hævde, at en væsentlig trussel mod fiskediversiteten er manglende viden om de fleste arters status. Det nationale fiskeatlas vil være et oplagt virkemiddel til kontinuerligt at samle den eksisterende viden om de enkelte arter og habitater og lægge dette til grund for forvaltningen af de arter, der ikke dækkes af konventionelle undersøgelser (Carl & Møller 2010).

Landingerne af hovedparten af de kommercielt udnyttede fiskearter er faldet markant de seneste 10 år (NaturErhvervstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri). Selvom de fleste af arterne ikke er i direkte fare for at uddø, er det et stort samfundsproblem, at bestandene ikke forvaltes bæredygtigt. Især arter, der vandrer op i ferskvand (laks, stører og ål), samt store, langsomt voksende arter som hajer og rokker, er kritisk truede. På trods af, at disse arter er underlagt fredninger og kvoter, er de gået kraftigt tilbage formodentligt pga. habitatødelæggelser, eutrofiering og overfiskeri. Totalfredninger af de meste truede arter, forbud mod udsnid, som bl.a. er indført i Norge, samt udpegning af større fiskerifri 'no-take'-zoner vil givet hjælpe på disse problemer.



Marsvin i Lillebælt.

Havfugle

De danske farvande besøges årligt af millioner af vandfugle (Laursen m.fl. 1997). De største antal finder vi om vinteren, men vores farvande benyttes også som fælde- og rasteplasser for mange trækkende vandfugle. Der er flest havdykænder såsom ederfugl, sortand, fløjlsand, havlit, toppet skallesluger, troldand og hvinand, som lever af muslinger og andre bunddyr, og som derfor opholder sig på vanddybder mellem 2 og 20 m. Dertil kommer vinterforekomster af rødstrubet og sortstrubet lom, toppet og gråstrubet lappedykker samt alk og lomvie (Petersen m.fl. 2006, 2010, Petersen & Nielsen 2011).

Selv om artsdiversiteten af havfugle total set er stor i de indre danske farvande, så er overlappet mellem de enkelte arter begrænset (Petersen & Nielsen 2011). Således findes havlit fortrinsvis på Rønne Banke og i den vestlige del af Østersøen, ederfugl mest i den vestlige del af Østersøen samt i Kattegat og Skagerak, mens sortand er talrigest i Kattegat og i de lavvandede dele af den danske Nordsø. Om sommeren er der betydelige forekomster af fældende og derfor ikke flyvedygtige havdykænder, fortrinsvis ederfugl, sortand, hvinand og toppet skallesluger. Når de ikke kan flyve er fuglene meget sårbare overfor menneskelige forstyrrelser (Petersen & Fox 2009).

Fuglebeskyttelsesområder udgør det væsentligste virkemiddel

i beskyttelsen af havfuglene. Tællinger har således vist, at halvdelen af den danske vinterbestand af ederfugl og 77 % af den overvintrende bestand af sortænder befandt sig indenfor grænserne af EF-fuglebeskyttelsesområderne. Den baltiske bestand af ederfugl har dog siden 1990'erne været i tilbagegang (Desholm m.fl. 2002, Ekroos m.fl. indsendt).

Fuglenes antal og fordeling i vores farvande påvirkes af menneskelige forstyrrelser i form af fritidssejls, jagt, broer, hurtigfærger, bifangster af fugle i fiskeredskaber, og havvindmølleparker. Et øget kendskab til disse effekter vil forbedre forvaltningen af disse i international sammenhæng vigtige forekomster af havfugle.

Havpattedyr

De tre mest talrige havpattedyr i danske farvande er marsvin, spættet sæl og gråsæl, der alle også yngler her. Gråsælen, der er Danmarks største rovdyr, blev udryddet i Danmark pga. jagt for ca. 100 år siden, men er fra 2002 igen observeret i den sydøstlige del af Danmark og fra 2010 i store antal. Spættet sæl findes i de fleste danske farvande, og bestanden har været støt stigende de sidste 30 år med undtagelse af perioder med PDV-virus. Status for de danske marsvin er uvis, men tællinger i 1994 og 2005 indikere en 60 % nedgang alene i de indre danske farvande (Hammond m.fl. 2002, SCANS-II 2008).

Sæler er mest sårbare i yngle- og fældeperioden, hvor de ligger på land i kolonier langs kysten (se Kapitel 2.6). Derudover kan både sæler og marsvin rammes af manglende føde, hvis de vigtigste arter, såsom sild, brisling, torsk og tobis overfiskes. Den største kendte trussel for marsvin er bifangst i garnfiskeri. Omfanget er imidlertid uvist, da det ikke er undersøgt de seneste 10 år. Sammenstillet med den mulige nedgang i bestanden, bør undersøgelser af bifangst og bestandsstørrelse prioriteres højt.

Virkemidler i beskyttelsen af biodiversiteten

1. Tilførslen af kvælstof bør halveres og nå ned på 30.000 tons pr. år, og tilførslen af fosfor bør reducere med ca. 1/3 i visse områder. Reduktionerne bør målrettes i forhold til vandområder, der er særlig følsomme for iltvind. Dette vil øge biodiversiteten. Klimaændringer forstærker de negative effekter af eutrofieringen og skærper kravene til reduktionsmålene.
2. Genetablering af stenrev evt. i kombination med habitatskabende modifikationer af offshore anlæg.
3. Reduktioner i anvendelse af slæbende fiskeredskaber generelt. Skrabning efter muslinger i fjorde bør ophøre eller begrænses til særlige områder uden for ålegræssets nuværende og potentielle udbredelsesområde, og hvor bundens struktur ikke skades. Evt. kan skrabning begrænses til særlige områder, hvor muslinger fra lineopdræt lægges ud.
4. Blødbundshabitat i åbne farvande bør omfattes af beskyttelse i form af større sammenhængende områder evt. i forbindelse med marine nationalparker.
5. Øget artskenndskab samt statusopgørelser for de enkelte fiskearter vil øge mulighederne for at forvalte en større del af fiskebiodiversiteten bæredygtigt.
6. Oprettelse af marine nationalparker, der indgår i et regional netværk og sikrer refugier for fisk, fugle og havpattedyr, og som kan fungere som kildeområde for spredning af larver af bundlevende dyr.

Referencer

Bendtsen, J., J. Söderkvist, K. Dahl, J.L.S. Hansen & J. Reker 2007: Model simulation of blue corridors in the Baltic Sea. – BALANCE interim Report No. 9.

Carl, H. & P. Møller 2010: Hvordan går det med Danmarks fisk? Side 45-48 i: H. Meltøfte (red.): Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. – Det Grønne Kontaktudvalg.

Carl, H., J.G. Nielsen and P.R. Møller. 2004. En kommenteret og revideret oversigt over danske fisk. – Flora og Fauna 110(2): 29-39.

Dahl, K., J.L.S. Hansen, S. Helmig, R. Nielsen & S.H. Larsen 2001: Naturkvalitet på danske stenrev – hvilke indikatorer kan vi bruge? – Faglig rapport fra DMU nr. 352.

Dahl, K., S. Lundsteen & S.A. Helmig 2003: Stenrev – Havets Oaser. – G.E.C. Gads forlag.

Dahl, K., C. Stenborg, S. Lundsteen, J. Støttrup, P. Dolmer & O.S. Tendal 2009: Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders. – NERI Technical Report No. 757.

Desholm, M., T.K. Christensen, G. Scheiffarth, M. Hario, Å. Andersson, B. Ens, C.J. Camphuysen, L. Nilsson, C.M. Waltho, S-H. Lorentsen, A. Kuresoo, R.K.H. Kats, D.M. Fleet & A.D. Fox 2002: Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider *Stercoria m. mollissima*. – Wildfowl 53: 167-203.

Ekroos, J., A.D. Fox, T.K. Christensen, I.K. Petersen, M. Kilpi, J.E. Jónsson, M. Green, K. Laursen, A. Cervenc, P. Boer, L. Nilsson, W. Meissner, S. Garthe & M. Öst, indsendt: Declines amongst breeding eider numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway – a ticking time bomb for the future?

Hammond, P.S., P. Berggren, H. Benke, D.L. Borchers, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold, N. Oien 2002: Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent

waters. – J. Appl. Ecol. 39: 361-376.

Hansen, J.L.S. & J. Bendtsen 2006: Klimabetingede effekter på marine økosystemer. – Faglig rapport fra DMU nr. 598.

Hansen, J.L.S. & J. Bendtsen 2009: Den globale opvarmnings indflydelse på fremtidens iltforhold i de indre danske farvande. Side 81-89 i: K. Dahl & A.B. Josefson (red.): Marine områder 2007 – Tilstand af udvikling i miljø- og naturkvaliteten. – Faglig rapport fra DMU nr. 707.

Josefson, A.B. & J.L.S. Hansen 2004: Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. – Global Ecol. Biogeogr. 13: 273-288.

Josefson, A.B. & J.L.S. Hansen 2010: Bundfauna. Side 67-74 i: M. Hjorth & A.B. Josefson (red.): Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand af udvikling i miljø- og naturkvaliteten. – Faglig rapport fra DMU nr. 760.

Krause-Jensen, D., S. Markager & T. Dalsgaard 2012. Benthic and pelagic primary production in different nutrient regimes. – Estuaries and Coasts. DOI 10.1007/s12237-011-9443-1.

Laursen, K., S. Pihl, J. Durinck, M. Hansen, H. Skov, J. Frikkie & F. Danielsen 1997: Numbers and distribution of waterbirds in Denmark 1987-1989. – Dan. Rev. Game Biol. 14(1).

Markager, S., L.M. Storm & C.A. Stedmon 2006: Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved empiriske modeller. – Faglig rapport fra DMU nr. 577.

Markager, S., M. Bassompierre & D.L.J. Petersen 2008: Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord. Empirisk modellering af miljøtilstanden. – Faglig rapport fra DMU nr. 685.

Markager, S., M. Bassompierre & D.L.J. Petersen 2010a: Analyse af miljøtilstanden i Horsens Fjord. Empiriske modeller. – Faglig rapport fra DMU nr. 733.

Markager, S., J. Carstensen, D. Krause-Jensen, J. Windolf & K. Timmermann 2010b: Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde. – Faglig rapport fra DMU nr. 787.

Nilsson, P. & F. Ziegler 2007: Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. – Aquatic conservation – marine and freshwater ecosystem 17: 421-440.

Petersen, I.K. & A.D. Fox 2009: Faktorer der påvirker fordelingen af sorttænder i fældningsperioden i Ålborg Bugt. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Petersen, I.K. & R.D. Nielsen 2011: Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. – National Environmental Research Institute, Aarhus University.

Petersen, I.K., S. Pihl, J.P. Hounisen, T.E. Holm, O. Therkildsen & T.K. Christensen 2006: Landsdækkende optællinger af vandfugle, januar og februar 2004. – Faglig rapport fra DMU nr. 606.

Petersen, I.K., R.D. Nielsen, S. Pihl, P. Clausen, O. Therkildsen, T.K. Christensen, J. Kahlert & J.P. Hounisen 2010: Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark, vinteren 2007/2008. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 261.

Pommer, C.D. 2011: Does trawling impact the benthic communities in the Kattegat? – Speciale, Biologisk Institut, Københavns Universitet.

Remane, A. 1934: Die Brackwasserfauna (Mit besonderer Berücksichtigung der Ostsee). – Zoologischer Anzeiger 7 (supplement band).

SCANS-II 2008: Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II). Final report to the European Commission under project LIFE-04NAT/GB/000245. University of St Andrews, St. Andrews, U.K.

Sømod, B., S. Markager, M. Bassompierre 2009: Analyse af miljøtilstanden i Randers Fjord 1989-2006. – COWI-consult.

Thorson, G. 1966: Some factors influencing the recruitment and establishment of marine benthic communities. – Neth. J. Sea. Res. 3: 267-293.

Warnar, T. 2011: En multidisciplinær undersøgelse af fire sameksisterende tobisarter (*Ammodytes tobianus*, *Ammodytes marinus*, *Hyperoplus lanceolatus* og *Gymnammodytes semisquamatus*) ved Horns Rev i Nordsøen. – Kandidatspeciale i biologi, Københavns Universitet og DTU Aqua.

Widdicombe, S., M.C. Austen, M.A. Kendall, F. Olsgaard, M.T. Schaanning, S.L. DASHFIELD & H.R. Needham 2004: Importance of bioturbators for biodiversity maintenance: indirect effect of fishing disturbance. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 275: 1-10.

Wilhelmsson, D. & T. Malm 2008: Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. – Estuarine coastal and shelf science 79: 459-466.

Hjemmesider:

www.fiskeatlas.dk

www.fiskeridirektoratet.dk



Hvordan sikrer vi byernes biodiversitet?

Rasmus Ejrnæs¹ og Jens Reddersen²

¹Institut for Bioscience, Århus Universitet

²DGI Karpenhøj Natur- og Friluftscener

Baggrund

Byerne afgrænses i denne rapport til bebyggede områder, både helårs- og fritidshuse, industriområder, institutioner og anlæg samt de transportveje over land, som forbinder byerne. Også råstofgrave og golfbaner medregnes til byerne. Byernes biodiversitet er naturligt underlagt arealernes primære formål, som er beboelse, administration og service, håndværk, industriproduktion og transport. Herved bliver en del af arealerne dækket af asfalt og bygninger, som fragår naturarealet. Tilbage er imidlertid betydelige arealer langs transportvejene, i forladte råstofgrave samt omkring, mellem og ovenpå bygningerne, som i varierende grad kan fungere som levesteder for den vilde natur. I modsætning til de dyrkede marker og skove, er det ikke den effektive produktion af tømmer, brænde og afgrøder, der begrænser biodiversiteten her, men snarere det herskende natursyn hos private såvel som offentlige lodsejere – herunder også at man overser potentialet for at udvikle mangfoldig natur.

Kultivering af arealerne med forudbestemte græsblandinger og eksotiske urter og vedplanter sætter naturlige grænser for, hvor meget plads der efterlades til den vilde natur. Ofte anvendes gødningsstoffer eller sprøjtemidler, hvilket yderligere begrænser diversiteten. Som vi vil se i det følgende, er der imidlertid mange muligheder for at tilgodese biodiversitet i det urbane landskab. Selv om folk i byen ellers ofte har stærke værdier om natur og naturkvalitet, er det som om naturdagsordenen fordamper, når et areal først indgår som byområde – som om "naturen kan nødvendigvis kun findes ude på landet" (Reddersen & Fisker 2004). Det er ellers særdeles relevant at tænke naturen ind i byerne, eftersom arealet med byer og veje vokser støt, ligesom befolkningstallet (Fig. 1).

Målsætning

Det er på mange måder lettere at integrere naturen i byerne end i landbruget og skovbruget, fordi de ubebyggede arealer ikke skal

forrentes gennem produktion. Og det er vel netop integrationen af naturhensyn i byerne, der bør være den naturlige målsætning for byernes biodiversitet; at naturen tilgodeses i alle de situationer, hvor det ikke er i alvorlig konflikt med byernes primære formål om at sikre boliger, industri, kultur og infrastruktur. Læg mærke til, at vi ser byernes rolle i naturbeskyttelsen især som et supplement til beskyttelsen af nøjagtig de samme arter, naturtyper og processer, som vi forsøger at beskytte på landet (Reddersen & Ejrnæs 2010). Det ville være meningsløst at etablere bynaturen som en ny kategori af natur med sine egne forhold, dynamikker og arter. Mens målsætningen og den grundlæggende biologi således er den samme, er vilkår, problemer og muligheder ofte anderledes i 'bynaturen'.

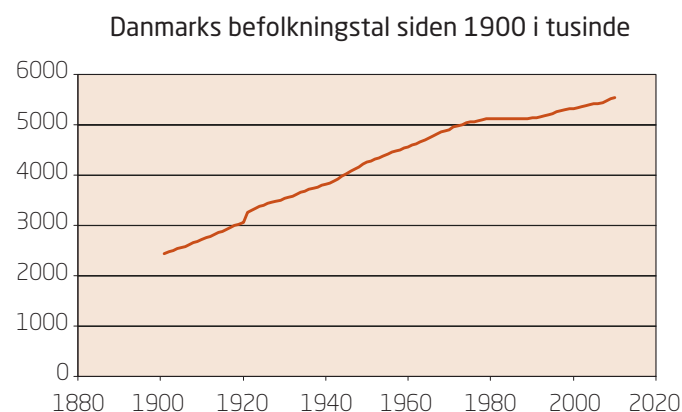


Fig. 1. Udviklingen i befolkningstallet i Danmark siden 1900. Kilde: Danmarks Statistik.



Det er de samme arter, der kan vokse i byerne som i resten af Danmark. De skal bare have plads og de rette levevilkår. Her blomstrer slangehoved, høgeskæg, hvid okseøj og markkrageklo og mange andre på sandede udlåede friarealer omkring seniorboliger i Ebeltoft. Mellem blokkene er der sådanne gangstrøg.

Prioritering

Når det gælder naturpotentialer, adskiller byerne sig ikke så meget fra resten af landet. Det handler om, at der skal være plads i form af egnede levesteder – især for de arter, der har specialiseret sig i en levevis, som ikke lader sig udfolde i det moderne intensivt udnyttede landskabs fremherskende økologiske rum. Udover at være specialiserede, er disse arter altså sårbare, fordi de mangler næringsfattige levesteder med naturlige forstyrrelser i form af græsning, oversvømmelse, brand, sandflugt o.lign.

‘Brandmandens Lov’, som består i, at man først skal beskytte eksisterende levesteder mod ødelæggelse, og først derefter genoprette nye levesteder, gælder også i byerne (Ejrnæs & Bruun 2009). Der findes færre velbevarede levesteder i byerne, men i gamle byområder, sommerhusområder og parker kan man af og til finde rester af heder, overdrev og moser samt gamle træer eller krat, som kan have stor værdi for det lokale naturindhold og være en brik i en samlet beskyttelse af den danske natur (Reddersen & Ejrnæs 2010). Sideløbende med beskyttelsen af eksisterende natur er det vigtigt at fokusere indsatsen på udviklingen af ny natur, fordi byerne og infrastrukturen stadig vokser, og der dermed opstår nye arealer hele tiden med potentiale for at udvikle levesteder for sårbare arter.

Hvis byernes natur skal indeholde levesteder for sårbare arter, er det nødvendigt at prioritere næringsfattige levesteder, levesteder med fri succession og levesteder med lang kontinuitet. Dertil kommer, at bynaturen dels vanskeliggør nogle driftsformer (fx græsning med store dyr eller store rådne træer langs vejene) og dels muliggør andre (fx slåning og fjernelse af biomasse). Det giver anderledes muligheder og udfordringer for driften af byens værdifulde naturarealer.

Konkrete indsatser

Der findes en række arealtyper i byen, som godt kan have væsentligt naturindhold, fordi deres eventuelle funktion som levesteder ikke er i produktionsmæssig og økonomisk konflikt med arealernes øvrige anvendelse. Det gælder således efterladte rå-

stofgrave (Holm & Hansen 2011), rabatter langs veje, jernbaner og grøfter (Lange & Jelnes 2002), græsarealer omkring bygninger, på grønne tage og i byernes offentlige rum, idrætsarealer, offentlige parker samt sommerhusområder (Reddersen & Ejrnæs 2010).

Efterladte råstofgrave har store potentialer for natur. Det skyldes, at råstofgravningen blottet den næringsfattige mineraljord og ofte også skærer grundvandsførende lag. Samtidig efterlader gravningen et stærkt kuperet landskab med skrænter eksponeret mod alle verdenshjørner. Den økologiske variation er således stor i råstofgravene, som bliver en slags oaser i et kulturlandskab ellers præget af voldsom næringsstofbelastning og højt voksende artsfattig vegetation. Den varme næringsfattige mineraljord og de rene vandhuller og søer i bunden af råstofgravene er værdifulde levesteder for sårbare arter. Alle successionsfaserne i råstofgravene har en værdi. De tidlige faser med sparsom plantevækst har værdi for varmekrævende leddyr, krybdyr og fugle, mens de senere faser med indvandring af vedplanter og træer har betydning for planter og svampe, samt hvirvelløse dyr knyttet til insektbestøvede buske og gamle træer.

Der er to afgørende forudsætninger for råstofgravens naturværdi. Den første er, at råstofgravene ikke udjævnes og dækkes med næringsrig muldjord. Den anden er, at råstofgravene ikke tilplanter eller tilsås. Endelig kan det være gunstigt, hvis der indføres tilbagevendende forstyrrelser i råstofgravene, som fx græsning eller brand, som kan medvirke til at holde nogle områder åbne. Forstyrrelser kunne også være i form af nye autentiske anvendelser, som kombinerer forsat benyttelse og samtidig har ønskede naturpleje-effekter. Vi tænker her på motocross, mountainbiking, traktortræk eller lignende. Man skal ikke kimse ad voldsomme menneskepåførte forstyrrelser: Nogle af vores fineste naturområder ligger i militærets skydeterræner, hvor kampvognskørsel, granatnedslag og hyppige brande erstatter forhistoriske store græssere, naturlige brande, vand- og vinderosion og stormfald.

Sommerhusområder, som ligger kystnært (af hensyn til badegæsten) og på kuperet og næringsfattig jord (af hensyn til landmanden som sælger sin jord fra), rummer ofte megen natur

Denne kommunalt ejede mose og sø i Hjortshøj blev pludselig del af en lokalplan med nyt byggeri. Blot er det ikke tænkt ind i planlægningen, at der her findes de sidste rester i byen af tidligere udbredte strækninger med mose og natureng med trævlekrone, kærtidsel og engkabbeleje. Den artsrige eng er på vej til at blive overgroet af tagrør, dueurt og brændenælder, fordi græsningen er ophørt.



allerede ved udstykningen. Kystområderne hører til Danmarks mindst kulturpåvirkede natur med store arealer med klit, hede, græsland, strandeng, kystkrat og kær. Mange af disse naturelementer kan bevares under og efter udstykningen, hvis naturhensyn inddrages i lokalplanlægningen og i den efterfølgende arealanvendelse. Det sker sjældent i dag, hvor naturbevarelsen derfor afhænger helt af den enkelte lodsejers indstilling. Især med vor tids øgede brug af sommerhuse (fra sommerhus til fritids- og pensionist-helårshus) overføres byernes havekultur til sommerhusgrunden: Hede og græsland omlægges til gødskede og slåede græsplæner med kulturgræsser, og hjemmehørende buske og træer erstattes med podede frugttræer og prydbuske. Sommerhusområder har også medvirket til spredning af invasive arter, i særdeleshed rynket rose.

Rabatter langs transportveje (landeveje, motorveje og jernbaner) udgør en væsentlig del af det danske landareal. Disse områder tjener til at sikre vandafledning og oversigtsforhold, men deres primære funktioner udelukker ikke, at de samtidig kan have et naturindhold. I dag er naturindholdet begrænset af tilførsel af næringsstoffer og pesticider fra den tilstødende markdrift uden tilsvarende fraførsel af plantemateriale. Vejrabatterne slås 1-2 gange årligt, men det afslåede materiale fjernes ikke. Kortlægning af naturværdier i vejrabatter og en nuanceret drift med variabel slåning og fjernelse af hø kunne være konkrete bud på naturvenlig drift – høet kunne så nyttiggøres i de nye biomasseanlæg og tyske øldåser frasorteres og genanvendes. Brede rabatter kan – lidt væk fra vejen – også være trækledte, og da afhænger naturindholdet af, om der er tale om hjemmehørende buske og træer, samt om træerne får lov til at blive gamle. Mange træarter kan beskæres eller styntes, hvorved hovedstammen kan bevares uden risiko for nedfaldne grene og til glæde for flagermus, biller og hulrugende fugle, som flytter ind i de gamle træers hulheder.

Græsarealer optager megen plads i danske byer. Villa-, rækkehus-, etageejendom-, kontor- eller industribyggeri, alle er de omkranset af græsplæner. Mange plæner besøges kun af manden med plæneklipperen. Særlig store og helt uudnyttede græs-

arealer findes rundt om nutidens erhvervsområder, fx langs de jysk-fynske motorveje. Den naturlige plantevækst på tør lysåben bund i Danmark er græsland (overdrev), som hører til blandt vores mest artsrige og truede naturtyper (Ejrnæs m.fl. 2007). Set i dette lys er mange af byernes plæner et spild af en arealressource, som kunne give levesteder til den sårbare natur. Det ville dog forudsætte, at kulturgræs og kløver blev fjernet sammen med de ophobede næringsstoffer, og mange steder tillige at græslandsplanterne blev hjulpet tilbage på arealerne. Samtidig vil der dog være en økonomisk gevinst og en gavnlig effekt på CO₂-budgettet, idet græsland blot skal slås 1-2 gange om året. Her som andre steder i byrummet vil der uden tvivl være en stor æstetisk opgave i at designe naturarealer med et 'acceptabelt præsenterbart' præg (fx med spredte enebær, røn og eg på mager bund, og hyppigt slåede snoede slentrestrøg) og ligeledes en stor pædagogisk opgave i at forklare et sådant skift i udseende og drift, for at det ikke kun skal skabe modvilje og miskredit: "Vi kan da ikke byde vores turister, at de skal se Ebeltofts grønne arealer henligge sjuskede og upassede..."

Parkerne dækker betydelige arealer i de større byer, og de er ofte anlagt omkring eksisterende naturområder som søer, vandløb eller fredsskov. Derfor vil der ofte i parkerne både være behov for beskyttelse af eksisterende natur knyttet til disse naturområder og muligheder for at øge naturindholdet ved en målrettet arealanvendelse på de omgivende rekreative områder. Parkerne rummer særlige muligheder for at skabe overgange mellem våd og tør natur samt lysåben og skovnatur. Det forudsætter dog, at man er villige til at lade en del af kulturplanterne udskifte med hjemmehørende arter af træer, buske og urter. Parkerne rummer også gode muligheder for at udvikle naturnære skovmiljøer med gamle træer og buske – levesteder som er trængt i skovbrug og landbrug (Ejrnæs 2009).

Der findes en række arealtyper i byerne, som kunne udvikles til levesteder for den vilde flora og fauna, hvis man tænkte flere funktioner på samme tid. Det gælder eksempelvis regnvandsbassiner, tagflader og parkeringspladser. Igen er forudsætningerne



Det ene gode ødelægger det andet gode. Anlæg af cykelstier langs Ebeltoft-Tistrup-vejen afsluttes med vejmyndighedernes muldpålgelse og såning af plænegræs. Områdets naturlige sandede jordbund får dermed ikke lov til at sikre artsrige vejrabatter med karakteristiske Mols-dyr og -planter, som oven i købet kunne fungere som spredningskorridor i landskabet.

for, at sårbare arter kan indfinde sig, at der er tale om naturligt næringsfattige levesteder, rent vand og eventuelt tilbagevendende forstyrrelser og deraf følgende sparsomt plantedække (Ejrnæs m.fl. 2009). Og så er det naturligvis en forudsætning, at overfladerne ikke alene består af asfalt, tagpap og stål.

Idrætsanlæg rummer på samme måde muligheder for rig natur. Som i andre urbane areal typer er anlæg og drift bundet stærkt af hensyn til den målrettede brug, omvendt ligger der ekstra store muligheder i rest-arealerne. Det gælder i særklasse på landets mange og arealkrævende golfbaner, hvor mange af de nyere har erklærede naturformål, fx formelt gennem lokalplaner og plejeplaner eller gennem frivillige "grønne politikker". På Djursland gælder det fx Lübker Golf Resort, der rummer engområder med maj-gøgeurt, og fx Fuglsøcentrets golfbane, der støder op til Mols Bjerges EU-habitatområde, hvor rough-arealerne skulle udvikle sig til spredningskorridorer. Udfordringen her er tydeligvis at mindske svælget mellem erklærede hensigter og den faktiske drift, hvor manglende retningslinier, personaleuddannelse, motivation eller ledelse ofte betyder fejl og mangler i den naturvenlige drift.

Forudsætninger for integration af naturhensyn i byerne

De urbane arealer har naturligvis beboelse, arbejde, rekreation og transport som hovedformål. Som nævnt er der alligevel en række muligheder for at integrere naturhensyn i byerne, men dette forudsætter, at der gøres en bevidst og langsigtet indsats. Derfor er den vigtigste forudsætning for at sikre byernes biodiversitet, at natur indgår som et værdigt formål i byplanlægningen, hvor dette ikke strider fundamentalt mod arealernes primære funktioner. Eller med andre ord, at naturhensyn indgår i lokalplanlægningen af byggeprojekter, projekteringen af vej- og jernbaneanlæg, og at der udarbejdes naturplaner for større offentlige rekreative områder. Indvendingerne vil jo være mange, fordi det vil være nyt, og fordi ingen jo elsker indblanding i deres personlige nærhedsområder, vaner og æstetiske værdier. Men det er vel svært at fastholde landmænd på en forpligtigelse om at skulle tilgodese naturen ude på landet, mens byens lodsejere kan køre på frihjul – og det i en tid hvor landbrugsarealet indskrænkes langsomt men støt, mens by- og infrastruktur vokser stærkt. Det vil være relativt let at forpligtige offentlige myndigheder på deres arealer, næstlettest at inddrage naturhensyn ved nyudstyknings og nye lokal-

og kommunalplaner, hvorimod man realistisk set nok når længst med frivillige dialogorienterede og rådgivningsbaserede tiltag ift. allerede etablerede og privatejede urbane arealer.

Anbefalinger

I arbejdet med at integrere naturen i byerne vurderer vi, at man vil få mest natur for pengene ved at satse på:

1. Bevarelse af eksisterende levesteder i form af natureng, hede, græsland, vådområder og gamle træer.
2. Fri succession på naturligt næringsfattig mineraljord fx opgivne råstofgrave og nye trafik- og tekniske anlæg.
3. Konvertering af plæner, rabatter og parker til græsland (overdrev), eng og skovlysninger.
4. Naturmålsætninger i byplanlægningen og dialogorienteret formidling som kan understøtte indsatserne og skabe forståelse for disse i befolkningen.
5. Opbygning af viden om naturintegration i byerne og byplanlægningen, herunder udvikle og revidere relevante uddannelser som have- og landskabsarkitekt, byplanlægger osv., så de kan sikre en vægtig integration af naturhensyn i den lokale forvaltning, anlæg og drift af urbane areal typer.

Referencer

- Ejrnæs, R. 2009: Skovlysningen – Danmarks glemte naturtype. – Skoven 10: 436-438.
- Ejrnæs, R. & H.H. Bruun 2009: Red den intakte natur før alt andet. – Kronik i Politiken 26. juni 2009.
- Ejrnæs, R., H.H. Bruun & P. Holter 2007: Græslandet. Side 167-212 i: K. Sand-Jensen & P. Vestergaard (red.): Naturen i Danmark. Det åbne land. – Gyldendal, København.
- Ejrnæs, R., B. Nygaard & J.R. Fredshavn 2009: Overdrev, enge og moser. – Faglig rapport fra DMU nr. 727.
- Holm, T.E. & M.D.D. Hansen 2011: Det urbane landskab. Side 105-110 i: R. Ejrnæs m.fl. 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Lange, H.G. & I.S. Jelnes 2002: Danske vejkanter i agerlandet. – Specialrapport Århus Universitet.
- Reddersen, J. & R. Ejrnæs 2010: Kan byen bidrage til dansk naturbeskyttelse med mere end hyggelige mejsekasser og kønne ruderatplanter. – Flora og Fauna 116: 41-47.
- Reddersen, J. & B. Fisker 2004: Mere og bedre natur i sommerhusområderne. Udvikling og afprøvning af et værktøj til borgerinddragelse i forbindelse med Pilotprojekt Nationalpark Mols Bjerge. – Rapport til Pilotprojekt Nationalpark Mols Bjerge.



Hvordan sikrer vi biodiversiteten under fremtidens klimaforandringer?

Flemming Skov¹, Jens-Christian Svenning¹ og Carsten Rahbek²

¹Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

²Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet

Indledning

Det forventes, at globale klimaændringer over de næste 100 år vil ændre levevilkårene for planter og dyr overalt i verden og dermed påvirke den biologiske sammensætning i økosystemer, deres funktion og i sidste ende den biologiske mangfoldighed lokalt og globalt (Fischlin m.fl. 2007). Disse påvirkninger vil selvsagt også ramme Danmark: Nogle arter vil få sværere ved at klare sig og vil måske helt forsvinde, mens andre kan få nye muligheder for at trives og eventuelt sprede sig. Den temperaturstigning, der er set siden midten af 1900-tallet, har allerede påvirket naturen. I Danmark er det således konstateret, at planternes vækstperiode er blevet længere, og man har kunnet iagttage, hvordan mange fænomener såsom løvspring, blomstring og ynglefuglenes ankomst bliver tidligere og tidligere. Herudover finder man flere og flere nye 'sydlige' (dvs. varmekrævende) invasive såvel som 'naturligt' indvandrende arter, såsom nilgås, havesyvsover, tyklæbet multe, stillehavsøsters, bynke-ambrosie og valnød (Fig. 1).

På større skala anses klima for en af de vigtigste artsfordelende faktorer (Pearson & Dawson 2003), der både påvirker antallet af arter og deres fordeling (Willis & Whittaker 2002). Klimaets betydning kommer da også tydeligt til udtryk, når man betragter den overordnede fordeling af Jordens vegetationszoner: Tropisk regnskov, savanne, ørken, tempereret skov og tundra er alle eksempler på vegetationstyper, hvis udbredelse er tæt koblet til de overordnede klimamønstre (Breckle 2002). Udover klima har en lang række andre faktorer indflydelse på en arts udbredelse og bidrager til at mange arter ikke findes overalt, hvor der er et gunstigt klima for dem. For eksempel stiller forskellige plantearter forskellige krav til jordbundens indhold af næringsstoffer, surhedsgrad eller fugtighed. Arterne påvirker også hinanden gen-

nem konkurrence, prædation mv. og har dermed også indflydelse på udbredelsen. (Se også kapitel 1.5.)

Jordens klima har aldrig været stabilt og har forandret sig gennem tiden fra en generelt meget varm klode for 60-70 millioner år siden til en væsentlig koldere verden, der de sidste to millioner år har været kendetegnet af skiftende istider. Et dynamisk og omskifteligt miljø stiller store krav til de enkelte arter: Hvis man ikke er tilpasset store klimaændringer, må man kunne flytte sig – eller uddø, som det også er sket i fortiden (fx Svenning 2003). Langt de fleste nulevende arter i Europa har overlevet istiderne i sydlige områder (refugier), hvor klimaet har været tåleligt, og er dernæst fulgt med, da isen trak sig tilbage. Forskellige arter spredes med forskellig hastighed og nogle så langsomt, at de endnu i dag ikke har nået at sprede sig så langt nordpå, som klimaet egentlig tillader det (Svenning & Skov 2004, Normand m.fl. 2011). Det vil sige, at det kan tage adskillige tusinde år for nogle arter fx at bevæge sig gennem Europa. Sådanne spredningsrelaterede faktorer, der skyldes fortidige hændelser og processer, betegnes ofte som historiske faktorer.

Det fremtidige klima?

Globale klimaændringer har stået højt på dagsordenen og har præget den politiske debat i Danmark såvel som i resten af verden gennem de sidste 10 år. Men hvor meget ved vi om fremtidens klima? Hvor meget vil det forandre sig og hvor hurtigt? For bl.a. at kunne besvare det spørgsmål blev Det Internationale Klimapanel (Intergovernmental Panel on Climate Change eller IPCC) nedsat i 1988 på initiativ af FN's verdensorganisation for meteorologi (WMO) og FN's miljøprogram (UNEP). Da klimaudviklingen i høj grad er afhængig af den globale samfundsudvikling, benyt-



Fig. 1. En ny art i den danske natur: Den varmekrævende valnød er begyndt at etablere sig ved selvåning i den danske halvnatur, og i hvert fald i Sønderjylland forekommer der nu selvsåede træer, der selv er begyndt at reproducere sig. Valnød har også spredt sig som følge af det varmere klima andre steder i Europa (Loacker m.fl. 2007). Foto: Jens-Christian Svenning, ung valnød ved Sønderborg, 6. August 2010.

ter IPCC sig af fire samfundsøkonomiske scenarier, der beskriver mulige globale udviklingslinjer mht. befolkningstal, økonomisk vækst og teknologisk udvikling. Med udgangspunkt i disse scenarier kan udledningen af drivhusgasser og andre klimapåvirkende faktorer beregnes. Disse data indgår igen i komplicerede klimamodeller, der beregner, hvilket klima vi kan forvente op gennem det næste århundrede.

Resultaterne varierer temmelig meget alt afhængig af hvilket scenarie, de bygger på, og hvilken model der er anvendt i beregningerne. Man bruger derfor typisk to eller flere scenarier for at få en idé om variationen i forudsigelserne. For eksempel fører det såkaldte A2-scenarie i 2100 til en relativt kraftig global opvarmning med en gennemsnitlig temperaturstigning på 2,8-4,8 °C i forhold til 1990. Andre scenarier forudsætter en kraftig reduktion i udledningen af drivhusgasser og fører til mindre dramatiske klimænderinger. Fx forudsiger IPCC, at det mål, man vil stræbe efter ifølge forhandlingsteksten for COP15-topmødet i København i december 2009, 'kun' vil føre til, at den globale temperatur stiger

1,9-3,4 °C i forhold til 1990. I det følgende vil vi dog udelukkende vise resultater for A2-scenariet, der – indtil videre – kan betegnes som et worst-case scenarie. Fig. 2 viser dels det nutidige klima i Europa og dels forudsigelserne for scenarie A2.

Hvordan kan man forudsige fordelingen af biodiversitet i en verden med et ændret klima?

Bioklimatisk udbredelsesmodellering er en fællesbetegnelse for metoder, der benyttes til at forudsige en arts udbredelse. Metoden tager udgangspunkt i en beskrivelse af artens bioklimatiske niche oftest ved statistisk at koble data for artens udbredelse med data for relevante klimatiske faktorer. Avanceret statistisk modellering af artsudbredelser er under hurtig udvikling, og en række metoder er tilgængelige (se fx Guisan & Zimmermann 2000). Metoderne antager alle, at klimaet i et vist omfang afgrænser udbredelsen. Man bruger altså den nutidige udbredelse af en art til at beregne dens klimatiske niche eller 'rum' og anvender dernæst den beregnede niche til at finde det samlede område med et pas-

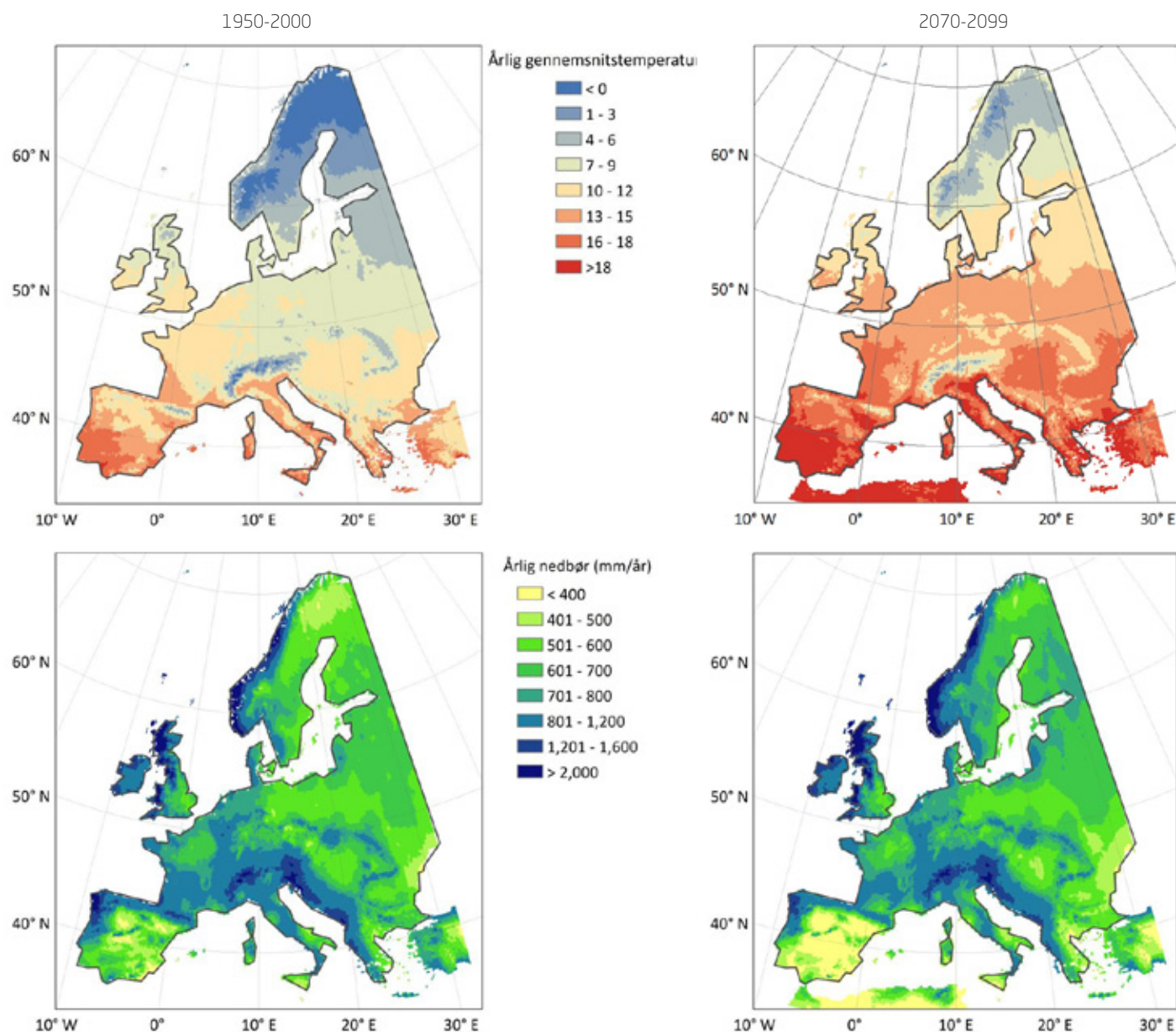


Fig. 2. Det nutidige, observerede klima i Europa og forudsigelser for klimaet (hvh. gennemsnitlig årlig temperatur og nedbør) beregnet for perioden 2070-2099 for klimascenarie A2 (<http://www.ipcc-data.org/>)

sende klima for arten: Altså dens potentielle udbredelsesområde.

Resultaterne af niche-modelleringen kan præsenteres på forskellig måde, men da metoderne ofte er GIS-baserede, er det almindeligt at visualisere ændringerne ved hjælp af kort som vist i Fig. 3 for arter, der forventes at gå tilbage som følge af de forudsagte klimaændringer og i Fig. 4 for arter, der kan forventes at få større udbredelse. Kortene viser dels den nuværende udbredelse som kortlagt i atlas-undersøgelser (angivet som prikker på kortene) og dels det potentielle udbredelsesområde under de ændrede klimabetingelser. Kortene viser en ret dramatisk forskydning af det potentielle udbredelsesområde; ofte mellem 400 og 750 km i nordøstlig retning. Det er dog vigtigt at gøre sig klart, at der

netop er tale om den potentielle udbredelse og ikke, hvor arten rent faktisk vil findes i år 2100. Der er de seneste år lavet mange studier af denne type med fokus på forskellige geografiske områder, habitattyper og artsgrupper (se bl.a. Lenoir m.fl. 2011, Normand m.fl. 2007, Skov m.fl. 2009 og Thuiller m.fl. 2005).

Den anvendte metode er ikke uden problemer, og resultaterne skal derfor tolkes med en vis forsigtighed. Der er mange grunde til, at forudsigelserne er behæftet med usikkerhed, men blandt de vigtigste er:

- Den klimatiske niche-modellering bygger på en central forudsætning: Nemlig at en art i et vist omfang er i ligevægt med

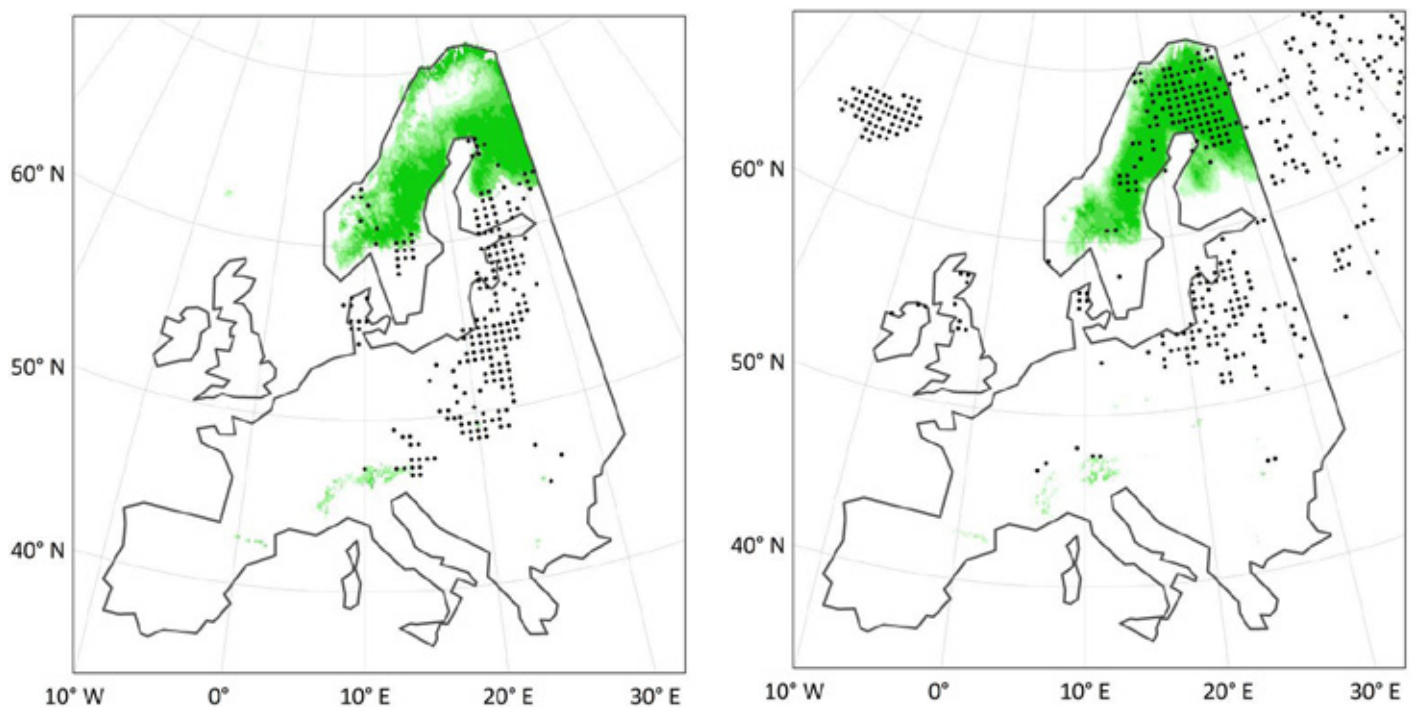


Fig. 3. To arter, der sandsynligvis forsvinder fra Danmark i fremtiden. Den nuværende udbredelse (punkter) af birkemus (t.v.) og gul stenbræk (t.h.) og de to arters fremtidige potentielle udbredelsesområde (grøn). Figureerne er gengivet fra Skov m.fl. (2006) og Fløjgaard m.fl. (2009).

klimaet, og at den nutidige udbredelse derfor kan bruges til at beskrive artens klimatiske niche. Under istiderne har mange arter primært kunnet overleve i sydlige refugier og har derfra koloniseret mere nordlige områder, da klimaet igen blev gunstigt. Mange har ikke kunnet sprede sig lige så hurtigt, som klimaet har ændret sig. De udfylder derfor ikke deres (klimatisk) potentielle udbredelse, hvilket mindsker modellernes præcision (Svenning & Skov 2004).

- Metoden er statistisk og kan derfor kun sige noget om, hvor man i fremtiden sandsynligvis vil finde et potentielt egnet klima for en given art. Den vil imidlertid ikke direkte tage hensyn til, hvorvidt arten vil være i stand til at sprede sig dertil, eller om den vil kunne konkurrere med de arter, der allerede er der eller samtidig indfinder sig. Metoden kan heller ikke med sikkerhed sige, om en art vil forsvinde fra de områder, hvor den forekommer i dag, men hvor klimaet vil blive ugunstigt i fremtiden.
- Nøjagtigheden af forudsigelserne afhænger også af kvaliteten af de data, de bygger på. I denne type modellering er der dels tale om usikkerheden på udbredelsesdata, geografisk præcision og usikkerhed på klimadata for både nutiden og fremtiden samt ikke mindst de store usikkerheder, der er knyttet til fremskrivningerne af klimaet. Da der ikke er fundet nogen generelt accepteret måde at håndtere usikkerhederne på, bør modelresultater altid tolkes med nogen forsigtighed: De viser mulige trends snarere end præcise forudsigelser af fremtidige artsudbredelsesmønstre. En vigtig måde at håndtere usikkerhederne i modellerne for såvel klima som udbredelser er dog ved at kvantificere, hvor modeller med forskellige antagelser har sammenfaldende forudsigelser – disse må anses som de mest robuste (Araújo & New 2007).

Indirekte effekter

I tillæg til de direkte klimaeffekter vil indirekte effekter af klimaændringerne også kunne have store konsekvenser for biodiversiteten. Nogle få eksempler er beskrevet her, men se Sutherland m.fl. (2008) og Fischlin m.fl. (2007) for en grundigere gennemgang.

Indirekte effekter via biotiske interaktioner: Et eksempel kunne være, at det varmere klima nu tillader en invasiv art som stillehavsøsters at reproducere sig i Danmark og dermed sprede sig og påvirke andre arter udover en direkte klimaeffekt. Denne type effekter vil kunne forventes af få stor betydning i fremtiden. I øjeblikket arbejdes der på bedre at tage hensyn til sådanne biotiske interaktioner i prediktive modeller for udbredelseseffekter af klimaændringer (se fx Araújo & Luoto 2007, Preston m.fl. 2008 eller Schweiger m.fl. 2008).

Indirekte effekter via relaterede ændringer i det fysiske miljø (CO₂-koncentration, havniveau): En vigtig del af den danske natur findes i de kystnære områder, og naturen her vil kunne blive stærkt påvirket af de forventede stigninger i havenes vandstand. Naturtyper som strandenge er ofte begrænset til landsiden af diger og anden infrastruktur; derved vil sådanne naturområder blive udsat for arealtab og ændringer i habitatsammensætningen ved havstigninger (et fænomen kaldet 'coastal squeezing'). Således er der risiko for langt over 50 % arealtab for de danske strandenge ved havstigninger på 1,15-1,35 m (Moeslund m.fl. 2009).

Indirekte effekter via ændringer i samfundets arealanvendelse: Indirekte effekter via ændringer i ikke mindst landbruget kan få dramatiske konsekvenser for den biologiske mangfoldighed i det danske landskab, jf. den afgørende betydning landbruget allerede i dag har (se kapitlerne 2.3, 2.4 og 2.5). Sådanne ændringer

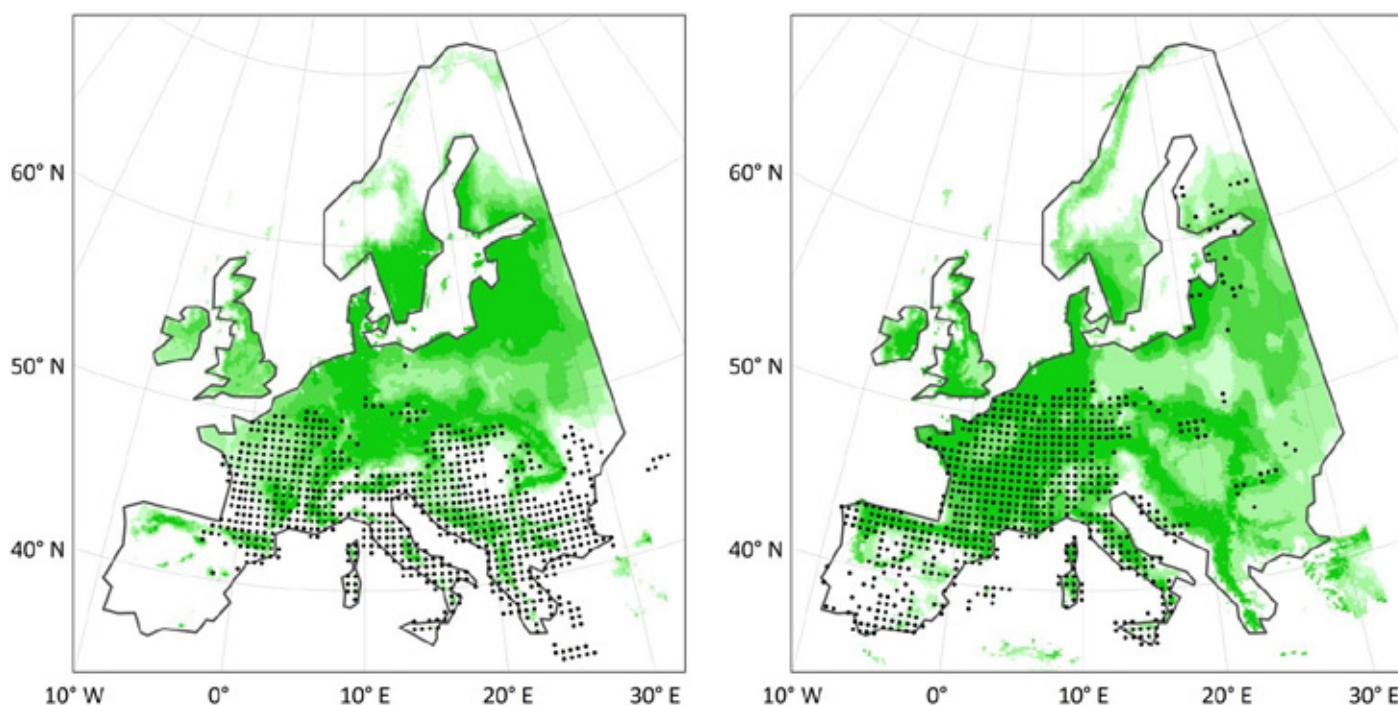


Fig. 4. Arter der sandsynligvis vil trives i Danmark i år 2100. Den nuværende udbredelse (punkter) af dun-eg (t.v.) og havesyvsover (t.h.) og de to arters fremtidige potentielle udbredelsesområde (grøn). Der er faktisk gjort enkelte fund af havesyvsover i Sønderjylland i de senere år. Figurerne er gengivet fra Skov m.fl. (2006) og Fløjgaard m.fl. (2009).

kan komme ved ændrede dyrkningsmetoder og ikke mindst ved ændrede afgrødevalg, ikke mindst dyrkning af mere varmekrævende afgrøder og – mere indirekte – øget dyrkning af bioenergi-afgrøder (Eggers m.fl. 2009). Det varmere klima har således allerede medført en øget dyrkning af majs (Odgaard m.fl. 2011), hvilket pga. majs' afvigende afgrødestruktur ift. tidligere dyrkede afgrøder kan få konsekvenser for agerlandets biodiversitet bl.a. med negative effekter på agerhøne, hare og sanglærke og neutrale eller positive effekter for visse andre arter (Gevers m.fl. 2011).

Anbefalinger

De globale klimaændringer udgør en særlig trussel for naturen, og vi har ikke noget historisk fortillende at sammenligne med. Nok har der tidligere været store klimaændringer, men sjældent over så kort en periode og aldrig i kombination med et så ekstremt stærkt pres på klodens ressourcer. Som en særlig udfordring for naturbeskyttelsen, der jo i princippet allerede nu bør tage højde for mulige klimaændringer, vil planlægningen skulle foregå med langt større usikkerhed end tidligere: Vi ved ikke præcist, hvor meget klimaet vil ændre sig, og hvilke afledte konsekvenser det vil have for land- og skovbrug og dermed for arealudnyttelsen. Vi ved heller ikke, hvordan arterne reagerer på klimaændringer. Hvor meget skal der til, for at en art uddør lokalt, kan arterne sprede sig i takt med klimaændringerne, og hvordan kommer fremtidens økosystemer til at se ud og fungere – og hvordan skal de derfor forvaltes? Ud over de helt overordnede bestræbelser på at begrænse den menneskeskabte del af klimaændringerne, skal der derfor sættes på fire områder for at sikre biodiversiteten: **overvågning, forskning, planlægning og konkrete tiltag:**

- **Massiv, koordineret overvågning på stor skala.** Selvom de økologiske modeller forbedres betydeligt, vil det aldrig være muligt at forudsige alt i detaljer, og det er derfor nødvendigt med en effektiv og målrettet overvågning. Klimaændringer er i sagens natur grænseoverskridende, og overvågningen kan derfor ikke kun være lokal, men skal koordineres og udføres på større, regional skala, men samtidig så fintmasket, at tegn på ændringer kan fanges hurtigt og præcist. Overvågningen skal fx kunne fange små bestande i fare for at uddø, eller om arter med invasive træk er på vej mod ens område, så der i begge tilfælde vil være behov for en særlig forvaltningsindsats.
- **En målrettet satsning på makroøkologi, økologisk informatik og modellering.** Da al biodiversitetsforvaltning skal ske med fokus på fremtiden, er der brug for værktøjer, der kan forudsige de direkte og indirekte effekter af klimaændringer for derved at få en optimal beskyttelse af naturen. Der sker en stadig udvikling af modeller og en forbedring af datagrundlaget. Den første generation af bioklimatiske modeller tog udgangspunkt i arternes klimatiske niche, men kunne ikke håndtere den dynamik, der skyldes økologisk forhold som fx en arts evne til at overleve, dens spredningspotentiale eller dens konkurrenceevne over for andre arter. Sådanne modeller pege på, hvor problemer kan opstå, men kan ikke give præcise kvantitative forudsigelser. Der er på det seneste udviklet dynamiske modeller, der indarbejder viden om de økologiske interaktioner og processer og som derfor kan give mere realistiske forudsigelser.
- **Retningslinjer og rammer for en dynamisk naturforvaltning og planlægning.** Naturforvaltningen fokuserer ofte på at bevare, hvad der er, og den har derfor et konservativt sigte. Klimaændringer kan medføre, at vi får nye arter eller tilmed nye

naturtyper i Danmark, og de bevaringsmæssige målsætninger skal derfor løbende justeres. Hvornår skal vi fx opgive at beskytte en art, hvis dens klimatiske niche forsvinder? Skal vi medvirke til at flytte arter og populationer geografisk, hvis de ikke selv er i stand til det? (Svenning m.fl. 2009, Thomas 2011). Hvornår er en ny art hjemmehørende? Det må således forventes, at mange dogmer, om hvad der er god og beskyttelsesværdig natur, vil skulle tages op til diskussion. Det er ligeledes vigtigt, at naturforvaltningen kombinerer lokal og regional planlægning for at sikre, at ressourcerne bruges bedst muligt til gavn for naturen, hvilket vil kræve, at man kan føre en forpligtigende naturpolitik på tværs af landegrænserne.

- **Og endelig: Der er brug for mange flere af de konkrete tiltag, der under alle omstændigheder virker godt for naturen.** Selvom vi ikke ved præcist, hvilket klima vi har om 100 år, eller hvordan arterne vil reagere på dem, skal man ikke undlade at gøre noget. Mange af de generelle anbefalinger, der er givet i denne rapport for at få mere og bedre natur, ville få endog endnu større betydning under klimaændringerne. Mere plads til naturen – herunder store sammenhængende naturområder – og de frie, økologiske processer vil give arterne bedre mulighed for at 'indrette' sig på et ændret klima, og et netværk af naturlige spredningsveje ville lette spredningen af arter gennem landskabet. Endelig vil en reduktion af det generelle pres på naturen i form af næringsstofpåvirkning, opdyrkning, dræning, forstyrrelser etc. kunne medvirke til at mindste de evt. negative effekter af klimaændringer.

Referencer

- Araújo, M.B. & M. Luoto 2007: The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. – *Global Ecology and Biogeography* 16: 743-753.
- Araújo, M.B. & M. New 2007: Ensemble forecasting of species distributions. – *Trends in Ecology & Evolution* 22: 42-47.
- Breckle, S.-W. 2002: *Walter's vegetation of the Earth*. – Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Eggers, J., K. Tröltzsch, A. Falcucci, L. Maiorano, P.H. Verburg, E. Framstad, G. Louette, G. Maes, S. Nagy, W. Ozinga & B. Delbaere 2009: Is biofuel policy harming biodiversity in Europe? – *GCB Bioenergy* 1: 18-34.
- Fischlin, A., G.F. Midgley, J.T. Price, R. Leemans, B. Gopal, C. Turley, M.D.A. Rounsevell, O.P. Dube, J. Tarazona & A.A. Velichko 2007: Ecosystems, their properties, goods, and services. Side 211-272 i M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden & C.E. Hanson (red.): *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Fløjgaard, C., N. Morueta-Holme, F. Skov, A.B. Madsen & J.-C. Svenning 2009: Potential 21st century changes to the mammal fauna of Denmark – implications of climate change, land-use, and invasive species. – *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 8 012016.
- Gevers, J., T.T. Høye, C.J. Topping, M. Glemnitz & B. Schröder 2011: Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. – *GCB Bioenergy*.
- Guisan, A. & N.E. Zimmermann 2000: Predictive habitat distribution models in ecology. – *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Lenoir, S., G. Beaugrand & E. Lecuyer 2011: Modelled spatial distribution of marine fish and projected modifications in the North Atlantic Ocean. – *Global Change Biology* 17: 115-129.
- Loacker, K., W. Kofler, K. Pagitz & W. Oberhuber 2007: Spread of walnut (*Juglans regia* L.) in an Alpine valley is correlated with climate warming. – *Flora* 202: 70-78.
- Moeslund, J.E., P.K. Bøcher, J.-C. Svenning, T. Møhlhave & L. Arge 2009: Impacts of 21st century sea-level rise on a Danish major city – an assessment based on fine-resolution digital topography and a new flooding algorithm. – *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* no. 8.
- Normand, S., J.-C. Svenning & F. Skov 2007: National and European perspectives on climate change sensitivity of the habitats directive characteristic plant species. – *Journal for Nature Conservation* 15: 41-53.
- Normand, S., R.E. Ricklefs, F. Skov, J. Bladt, O. Tackenberg & J.-C. Svenning 2011: Postglacial migration supplements climate in determining plant species ranges in Europe. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, doi: 10.1098/rspb.2010.2769.
- Odgaard, M.V., P.K. Bøcher, T. Dalgaard & J.-C. Svenning 2011: Climatic and non-climatic drivers of spatiotemporal maize-area dynamics across the northern limit for maize production – A case study from Denmark. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, doi:10.1016/j.agee.2011.05.026.
- Pearson, R.G. & T.P. Dawson 2003: Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? – *Global Ecol. Biogeogr.* 12: 361-371.
- Preston, K., J.T. Rotenberry, R.A. Redak & M.F. Allen 2008: Habitat shifts of endangered species under altered climate conditions: importance of biotic interactions. – *Global Change Biology* 14: 2501-2515.
- Schweiger, O., J. Settele, O. Kudrna, S. Klotz & I. Kühn 2008: Climatic change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. – *Ecology* 89: 3472-3479.
- Svenning, J.-C. & F. Skov 2004: Limited filling of the potential range in European tree species. – *Ecology Letters* 7: 565-573.
- Skov, F., J.-C. Svenning & S. Normand 2006: Sandsynlige konsekvenser af klimaændringer på artsudbredelser og biodiversitet i Danmark. Potentielle konsekvenser af klimaændringer for artsudbredelser og biodiversitet i Danmark med karplanter som eksempel. – *Miljøprojekt 1120*, ISBN 87-7052-248-0.
- Skov, F., B. Nygaard, P. Wind, F. Borchsenius, S. Normand, H. Balslev, C. Fløjgaard & J.-C. Svenning 2009: Impacts of 21st century climate changes on flora and vegetation in Denmark. – *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 8 012015.
- Sutherland, W.J., M.J. Bailey, I.P. Bainbridge, T. Brereton, J.T.A. Dick, J. Drewitt, N.K. Dulvy, N.R. Dusic, R.P. Freckleton, K.J. Gaston, P.M. Gilder, R.E. Green, A.L. Heathwaite, S.M. Johnson, D.W. Macdonald, R. Mitchell, D. Osborn, R.P. Owen, J. Pretty, S.V. Prior, H. Prosser, A.S. Pullin, P. Rose, A. Stott, T. Tew, C.D. Thomas, D.B.A. Thompson, J.A. Vickery, M. Walker, C. Walmsley, S. Warrington, A.R. Watkinson, R.J. Williams, R. Woodroffe & H.J. Woodroff 2008: Future novel threats and opportunities facing UK biodiversity identified by horizon scanning. – *Journal of Applied Ecology* 45: 821-833.
- Svenning, J.-C. 2003: Deterministic Plio-Pleistocene extinctions in the European cool-temperate tree flora. – *Ecology Letters* 6: 646-653.
- Svenning, J.-C. & F. Skov 2004: Limited filling of the potential range in European tree species. – *Ecology Letters* 7: 565-573.
- Svenning, J.-C., C. Fløjgaard, N. Morueta-Holme, J. Lenoir, S. Normand & F. Skov 2009: Big moving day for biodiversity? A macroecological assessment of the scope for assisted colonization as a conservation strategy under global warming. – *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 8: 012017.
- Thomas, C.D. 2011: Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities. – *Trends in Ecology & Evolution* 26: 216-221.
- Thuiller, W., S. Lavorel, M.B. Araújo, M.T. Sykes & I.C. Prentice 2005: Climate change threats to plant diversity in Europe. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 8245-8250.
- Willis, K.J. & R.J. Whittaker 2002: Species diversity – scale matters. – *Science* 295: 1245-1248.



Plads til vild natur i Danmark i 2020?

Om behovet for store sammenhængende naturområder

Jens-Christian Svenning¹, Camilla Fløjgaard², Christopher Sandom¹ og Rasmus Ejrnæs¹

¹Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

²Department of Biodiversity and Evolutionary Biology, National Museum of Natural Sciences, Madrid

'Why big is beautiful'

I det danske landskab er naturen på landjorden begrænset til mindre arealer. Visse store skovområder og de nye nationalparker udgør de væsentligste undtagelser, dog med det store 'men', at selv disse områder i høj grad er under forvaltning (skovbrug, landbrug mm.) og således ikke vild natur. Mangelen på plads udgør et stort, men ret overset problem i den danske naturforvaltning. De væsentligste elementer i problematikken er: 1) Naturarealernes ringe størrelse begrænser i sig selv opretholdelse af biologisk mangfoldighed, og 2) vigtige processer i naturen kræver stor plads og kommer ikke – eller kun i begrænset omfang – til udfoldelse i det nuværende danske landskab. Dette bidrager til forarmelse af den danske naturs mangfoldighed og begrænser dens evne til 'selvforvaltning', dvs. at opretholde en høj biologisk mangfoldighed på egen hånd. Store naturområder er dermed centrale for at genetablere en selvforvaltende natur, tilsvarende den som den biologiske mangfoldighed er udviklet i.

Lille størrelse er et problem i sig selv

Risikoen for at en art eller bestand uddør, afhænger af bestandens størrelse – jo mindre, desto større risiko for at uddø (Shaffer 1981, Woodroffe & Ginsberg 1998). Denne sammenhæng er defineret i minimum viable population (MVP)-konceptet – hvor MVP er den mindste bestand, der på egen hånd har 99 % chance for at overleve i 1000 år (Shaffer 1981). Da bestandsstørrelse bl.a. afhænger af det areal, der er til rådighed, betyder små naturområder alt andet lige små bestande, og større risiko for at lokale bestande vil uddø. Hvor stort et naturområde skal være for at opnå MVP vil variere fra art til art, bl.a. som funktion af bestandstæthed og evne til også at leve i det omgivende landskab. Et stort areal kan også beskytte mod negative kanteffekter fra det omgivende miljø (Woodroffe & Ginsberg 1998).

I lyset af fremtidige klimaændringer og deres forventede store konsekvenser for arter og bestande i Danmark (Thuiller m.fl. 2005, Skov m.fl. 2006, Normand m.fl. 2007, kapitel 2.9) vil store naturområder også være vigtige for opretholdelsen af passende klima for de arter, der skal beskyttes (Ackerly m.fl. 2010). Et studium fra Californien har vist, at kun de otte største ud af næsten 500 naturreservater på 100-44.000 ha kan forventes at indeholde bare en del af de samme temperaturforhold i år 2100, som de har i dag (Ackerly m.fl. 2010).

Biodiversitetsfremmende faktorer, der kræver store arealer

Naturlige forstyrrelser og store fritlevende dyr er to potentielt meget vigtige faktorer i den danske natur, som i betydelig grad kræver store naturområder for at kunne bidrage til en selvforvaltende, artsrig natur.

Da den danske natur i årtusinder har været genstand for intens udnyttelse, og der i dag kun er små områder, der er relativt upåvirkede af menneskelig aktivitet, har vi ikke sikker viden om naturotilstanden for det danske landskab under det nuværende klima. Derfor er vores viden om, hvordan biodiversiteten naturligt opretholdes også begrænset. En vigtig kilde til belysning af dette spørgsmål er undersøgelser af det fortidige miljø under perioder, hvor klimaet har lignet det nuværende, men før det moderne menneskes indvandring. Sådant en periode finder vi i sidste mellemistid (Eem for 130.000-114.000 år siden), men også tidligere mellemistider er relevante (Svenning 2002). En undersøgelse, der opsummerer den palæoøkologiske viden om vegetationsstruktur og den tilknyttede flora og fauna i det nordvesteuropæiske landskab under disse mellemistider, viser et meget varieret miljø; skovdomineret, men i vekslende omfang relativt åben skov, og desuden smålysninger, buskads, såvel tørt græsland som våde



Fig. 1. Konflikten mellem skarver og lindetræer på Ormø i Sydsjælland (læg mærke til de mange døde træer) illustrerer behovet for store naturområder, idet det er områdets ringe størrelse, der forårsager problemet. Det opfylder tilsyneladende ikke *Minimum Dynamic Area*-kriteriet (Pickett & Thompson 1978). Foto: Olav Sejerø, 8/6 2008.

engagtige græsområder, heder og åbne sumpe (Svenning 2002). Meget tyder på, at denne variation er skabt af store dyr og naturlige forstyrrelser, især ildebrande, såvel som varieret hydrologi og jordbund (Svenning 2002).

Ildebrande og andre naturlige forstyrrelser: Vi har ikke sikker viden om, hvor stor en rolle ildebrand ville spille i Danmark under naturlige forhold, men danske undersøgelser peger på, at ildebrand tidligere har været vigtig for forekomsten af hede på sandjord (Odgaard 1994) og for en relativ lysåben skovstruktur på lerjord (Hannon m.fl. 2000). Stormfald, oversvømmelser, kystdynamiske processer, skarvkolonier, samt bæverfældninger og -damme er andre eksempler på naturlige forstyrrelser i Danmark. Sådanne forstyrrelser kan have en negativ effekt, hvis et naturområde er for lille (Fig. 1), men samtidig have en positiv effekt på biodiversiteten i et større område takket være den variation og dynamik, de skaber. Derfor bør beskyttede naturområder være så store, at der gennem forstyrrelser kontinuerligt skabes og opretholdes levesteder for alle områdets arter (jf. *Minimum Dynamic Area*-kriteriet) – både dem der er tilknyttet forskellige successionsstadier efter en forstyrrelse, og dem der er tilknyttet gammel

vegetation, som har stået uforstyrret længe (Pickett & Thompson 1978, Brawn m.fl. 2001).

Fritlevende store dyr: En af de store forskelle mellem naturforholdene i dag og under tidligere mellemistider er, at der tidligere har været en righoldig fauna af store pattedyr. Eksempelvis indeholdt faunaen i sidste mellemistid (Eem) i Tyskland store rovdyr som ulv, brun bjørn, plettet hyæne, los, leopard og løve samt mange store planteædere, bl.a. vildsvin, kronhjort, dådyr, kæmpehjort, rådyr, elg, urokse, bison, vildhest, to næsehornsarter samt den europæiske skovelefant (van Kolfschoten 2000). Flertallet af disse store dyr er uddøde regionalt eller globalt enten pga. menneskets efterstræbelse indenfor de sidste århundreder eller årtusinder, eller for længere tid siden (årsagen er omdiskuteret, men meget peger på mennesket; Barnosky m.fl. 2004, Surovell m.fl. 2005). Store rovdyr og store planteædere spiller vigtige roller i økosystemerne (Fig. 2). Store rovdyr kan have stor effekt på økosystemer og vegetation, dels via direkte regulering af byttedyrs bestandstætheder og adfærd og dermed bl.a. græsningstryk, dels via mere indirekte effekter, bl.a. undertrykkelse af mindre rovdyr (McLaren & Peterson 1994, Soulé & Terborgh 1999,

Fig. 2. Europæisk bison indgår som 'naturplejer' i et nyt projekt i Almindingen på Bornholm og som en del af Randers Regnskoves naturforvaltning af Vorup Enge ved Randers. Foto: Anja Vilsholm.



Ripple & Beschta 2004). Derfor anses store rovdyr ofte som funktionelle nøglearter; det gælder i særlig grad ulven (Fig. 3) (Soulé & Terborgh 1999). Store planteædere har også stor effekt på vegetation og andre aspekter af økosystemer, såsom den rumlige fordeling af næringsstoffer, frøspredning og samspillet med forstyrrelser som fx ildebrande (Hobbs 1996, Poschlod & Bonn 1998, Knapp m.fl. 1999). Det gælder ikke mindst de allerstørste (>1 tons), som helt mangler i Danmark i dag (Owen-Smith 1988). De nøjagtige effekter af den usædvanligt fattige nutidige fauna af store dyr i Danmark er ukendte, men der er god grund til at tro, at de naturmæssige konsekvenser er vigtige, ikke mindst i form af tab af miljøvariation og dermed biodiversitet.

Hvor store arealer skal der til?

Trods store huller i vores viden er det tydeligt, at store områder har en vigtig rolle at spille i den danske naturforvaltning. Hvor store skal de store naturområder så være? Den mest afgørende faktor er formentlig pladskravene til fritlevende bestande af store dyr, ikke mindst store rovdyr som ulv (Soulé & Terborgh 1999) (Fig. 3). MVP for en isoleret bestand af ulve ligger på mindst 100 voksne individer, hvilket vil kræve et areal på 500-1000 km² under favorable forhold (Fritts & Carbyn 1995), mens arealkravet for en MVP af store planteædere typisk anslås til at være på 100 km² (WallisDeVries 1995). Ofte vil noget mindre områder dog være nok. Fx er der nu store selvforvaltende bestande af fritlevende

Fig. 3. Store rovdyr som ulv kan have stor effekt på økosystemer og vegetation og anses ofte som funktionelle nøglearter; samtidig kræver de store naturarealer. Ved hjortetætheder som i Danmark er ulvens territoriestørrelse kun 100-200 km². Foto: Jens-Christian Svenning, 23/4 2011.



heste, urokse-lignende kvæg og kronhjorte i det 52 km² store naturområde Oostvaardersplassen i Holland.

Sammenhæng mellem naturområder og supplerende forvaltning vil kunne reducere arealkravet til de enkelte områder (Bruinderink m.fl. 2003). I så fald vil minimumskravet til arealet være bestemt af dyrenes territorier samt evne og mulighed for også at benytte det omkringliggende kulturlandskab: I Bialowieza-skoven – et stort skovområde i Polen – har europæisk bison territorier på 24-45 km² (Buttenschön 2007). Ved hjortetætheder på 7-10 individer pr. km² (svarende til gennemsnitstætheden for rådyr i Danmark; Olesen m.fl. 2002) er territoriestedelsen for ulve typisk 100-200 km² (Mech & Boitani 2003); fx ca. 200 km² i Bialowieza-skoven (Jedrzejewski m.fl. 2007). En foreløbig konklusion må derfor være:

- Der bør etableres en række områder med vild natur på mindst 200 km², da der så er god mulighed for at etablere fritlevende bestande af store planteædere og rovdyr. Store naturområder er også afgørende for at kunne give plads til naturens dynamiske processer og ikke mindst de andre store forstyrrelser, som skaber variation sammen med dyrene: brand, oversvømmelser, stormfald, erosion og sandflugt.
- Det er desuden vigtigt at fremme sammenhæng mellem naturområderne (Bruinderink m.fl. 2003).
- For optimalt at bidrage til opretholdelsen af den biologiske mangfoldighed i Danmark vil det være vigtigt, at disse store naturområder dækker et bredt udsnit af de danske naturforhold (jordbund, klima osv.).
- Vi noterer, at sådanne områder kan være både med og uden hegn, bl.a. under hensyntagen til forholdene i det omliggende landskab.

Muligheder for store naturområder i Danmark

Et enkelt område med vild natur på 200 km² (f.eks. 10 x 20 km) vil blot udgøre 0,46 % af Danmarks landareal. De mest oplagte arealer er nationalparkerne, statsskovene og marginaljordene. Med en forvaltning som vild natur (modsat nu) ville nationalparkerne fint leve op til arealkravet – Nationalpark Thy er således 244 km². Mols Bjerge dækker 180 km², mens Kongernes Nordsjælland og Skjern Å ser ud til at blive hhv. ca. 350 og 245 km². Statsskovene dækker i alt 1.940 km², og i Danmark er der en række helt eller delvist offentligt ejede skovområder med arealer >35 km². Slutte- lig er der store arealer (i 1980'erne opgjort til ca. 10.000 km²) med landbrugsmæssige marginaljorde i Danmark (Madsen 1989), som givetvist med fordel kunne tages ud af produktion og bruges til vild natur i stedet. Alt i alt er det dermed ikke bare vigtigt, men også muligt at etablere store områder med vild natur i Danmark.

Tak

Vi takker for økonomisk støtte fra 15. Juni Fonden og Det Frie Forskningsråd | Natur og Univers, Forsknings- og Innovationsstyrelsen.

Referencer

Ackerly, D.D., S.R. Loarie, W.K. Cornwell, S.B. Weiss, H. Hamilton, R. Branciforte & N.J.B. Kraft 2010: The geography of climate change: implications for conservation biogeography. – *Diversity and Distributions* 16: 476-487.

Barnosky, A.D., P.L. Koch, R.S. Feranec, S.L. Wing & A.B. Shabel 2004: Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. – *Science* 306: 70-75.

Brawn, J.D., S.K. Robinson & F.R. Thompson III 2001: The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 251-276.

Bruinderink, G.G., T. van der Sluis, D. Lammertsma, P. Opdam & R. Pouwels 2003: Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. – *Conservation Biology* 17: 549-557.

Buttenschön, R.M. 2007: Græsning og høslæt i naturplejen. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Center for Skov, Landskab og Planlægning, Københavns Universitet.

Fritts, S.H. & L.N. Carbyn 1995: Population viability, nature reserves, and the outlook for gray wolf conservation in North America. – *Restoration Ecology* 3: 26-38.

Hannon, G.E., R. Bradshaw & J. Emborg 2000: 6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, a seminatural Danish woodland. – *Global Ecology and Biogeography* 9: 101-114.

Hobbs, N.T. 1996: Modification of ecosystems by ungulates. – *The Journal of Wildlife Management* 60: 695-713.

Jedrzejewski, J., K. Schmidt, J. Theuerkauf, J. Jedrzejewska & R. Kowalczyk 2007: Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Bialowieza Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns. – *Ecography* 30: 66-76.

Knapp, A.K., J.M. Blair, J.M. Briggs, S.L. Collins, D.C. Hartnett, L.C. Johnson & E.G. Towne 1999: The keystone role of bison in north American tallgrass prairie – Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. – *BioScience* 49: 39-50.

Madsen, H.B. 1989: Potentielle marginaljorder bestemt ud fra naturgivne faktorer. – *Geografisk Tidsskrift* 89: 25-30.

McLaren, B.E. & R.O. Peterson 1994: Wolves, moose, and tree rings on Isle Royale. – *Science* 266: 1555-1558.

Mech, L.D. & L. Boitani (red.) 2003: Wolves : behavior, ecology, and conservation. – University of Chicago Press.

Normand, S., J.-C. Svenning & F. Skov 2007: National and European perspectives on climate change sensitivity of the habitats directive characteristic plant species. – *Journal for Nature Conservation* 15: 41-53.

Odgaard, B.V. 1994: The Holocene vegetation history of northern West Jutland, Denmark. – *Opera Botanica* 123: 1-171.

Olesen, C.R., T. Asferg & M.C. Forchhammer 2002: Rådyret – fra fåtallig til almindelig. – TEMA-rapport fra DMU nr. 39.

Owen-Smith, R.N. 1988: Megaherbivores: the influence of very large body size on ecology. – Cambridge University Press.

Pickett, S.T.A. & J.N. Thompson 1978: Patch dynamics and the design of nature reserves. – *Biological Conservation* 13: 27-37.

Poschlod, P. & S. Bonn 1998: Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? – *Acta Botanica Neerlandica* 47: 27-44.

Ripple, W.J. & R.L. Beschta 2004: Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? – *BioScience* 54: 755-766.

Shaffer, M.L. 1981: Minimum population sizes for species conservation. – *BioScience* 31: 131-134.

Skov, F., J.-C. Svenning & S. Normand 2006: Sandsynlige konsekvenser af klimændringer på artsudbredelser og biodiversitet i Danmark. – Miljøprojekt nr. 1120. Miljøstyrelsen.

Soulé, M. & J. Terborgh (red.) 1999: Continental conservation – scientific foundations of regional reserve networks. – Island Press.

Surovell, T., N. Waguespack & P.J. Brantingham 2005: Global archaeological evidence for proboscidean overkill. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 6231-6236.

Svenning, J.-C. 2002: A review of natural vegetation openness in north-western Europe. – *Biological Conservation* 104: 133-148.

Thuiller, W., S. Lavorel, M.B. Araújo, M.T. Sykes & I.C. Prentice 2005: Climate change threats to plant diversity in Europe. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 8245-8250.

van Kolfschoten, T. 2000: The Eemian mammal fauna of central Europe. – *Netherlands Journal of Geosciences* 79: 269-281.

WallisDeVries, M.F. 1995: Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in western Europe. – *Conservation Biology* 9: 25-33.

Woodroffe, R. & J.R. Ginsberg 1998: Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. – *Science* 280: 2126-2128.

Danmarks fodaftryk på biodiversiteten i udlandet

Finn Danielsen¹ og Mette Marie Nørgaard

¹Nordisk Fond for Miljø og Udvikling

Indledning

Danmarks forbrug af fx fødevarer, træ og brændstof sætter et stort fodaftryk på biodiversiteten i udlandet. Fremtiden for tusindvis hektar naturområder i tropene bestemmes i vid udstrækning af hvilke varer, danske forbrugere og virksomheder køber.

Her giver vi to eksempler på, hvordan vores forbrug har betydning for biodiversiteten i udlandet. Vi ser på udviklingen i Danmarks forbrug af palmeolie og soja, og hvordan produktionen af varerne påvirker biodiversiteten. Dernæst foreslår vi, hvad der fra dansk side samlet set bør gøres for at reducere Danmarks fodaftryk på biodiversiteten i udlandet.

Asiatisk palmeolie

Den største trussel mod Jordens biodiversitet er ekspansion og intensivering af landbruget (Green m.fl. 2005). En af de hurtigst voksende produktionsområder indenfor landbruget er planteolie (Clay 2004). Planteolie efterspørges både til fødevarer og biobrændstof.

Oliepalmen dyrkes på mere end 13,5 millioner hektar land i lavtliggende, nedbørsrige områder i tropene. Disse områder er naturligt dækket af tropisk regnskov, det mest biodiversitetsrige økosystem, der findes på landjorden (Fig. 1a og 1b; Fitzherbert m.fl. 2008).

Fra 1990 til 2010 er den danske import af palmeolie næsten firedoblet (Fig. 2). Der importeres i dag omkring 178.000 ton til en værdi af 848 millioner kroner (2010; Danmarks Statistik 2011). Palmeolien anvendes til fremstilling af fødevarer og i industrien. Palmeolie indgår således i forarbejdet form i en stor del af varerne i vore supermarkeder fx i madolie, margarine, småkager, is, chokolade, chips, stearinlys, kosmetikprodukter, sæbe og rengøringsmidler (Cheng Hai 2002).

På verdensplan producerer Malaysia og Indonesien over 80 % af al palmeolie (Koh & Wilcove 2007), og det er også herfra, den

danske palmeolie stammer (Fig. 3). De to lande og især Indonesien rummer over 80 % af Sydøstasiens resterende primærskov. Skovene er levested for mange arter af planter og dyr, der alene findes her, og som i dag er truet af udryddelse. Det er to af de lande, hvor rydningen af skov i øjeblikket finder sted med allerstørst hast (FAO 2006).

I Malaysia voksede arealet med oliepalmer fra 1990 til 2005 med 1,8 millioner hektar til 4,2 millioner hektar, mens 1,1 million hektar skov gik tabt (Fig. 1d; FAO 2006). Det er anslået, at mindst 1,0 million hektar skov blev erstattet af oliepalmer i denne periode (Koh & Wilcove 2008). I Indonesien voksede arealet med oliepalmer fra 1990 til 2005 med 4,4 millioner hektar til 6,1 millioner hektar. I samme periode var landets skovtab på 28,1 millioner hektar (FAO 2006). Det er anslået, at mellem 1,7 og 3,0 millioner hektar skov i Indonesien i denne periode gik tabt til oliepalmer (Koh & Wilcove 2008). Selv indenfor fredede naturområder er der mange rapporter om ulovlig skovrydning og plantning af oliepalmer (Broich m.fl. 2011).

Stigningen i efterspørgslen på palmeolie ventes at fortsætte (Carter m.fl. 2007). De fleste resterende områder, der er egnet til plantning af oliepalmer, er i dag dækket af tropeskov. Det anslås, at mellem 410 og 570 millioner hektar skovarealer tværs over Sydøstasien, Latinamerika og Centralafrika er potentielt egnede til dyrkning af oliepalmer (Fig. 1c). Med øget efterspørgsel på palmeolie til fødevarer og biobrændstof er det sandsynligt, at mange af disse skovområder vil blive ryddet til dyrkning af oliepalmer (Danielsen m.fl. 2009).

Sydamerikansk soja

Et andet sted, hvor Danmark har et stort fodaftryk på biodiversiteten, er i Sydamerika. I forhold til andre lande spiser vi i Danmark

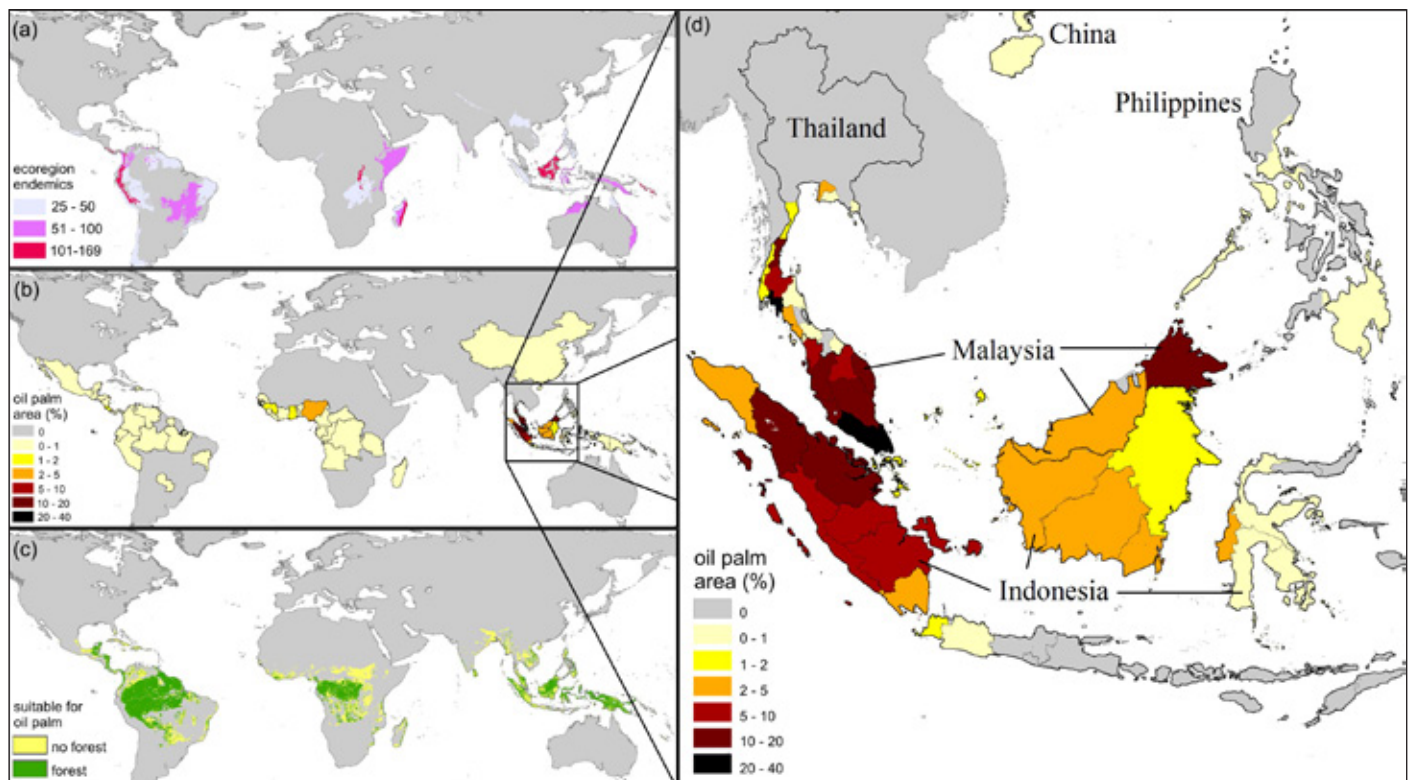


Fig. 1. Udbredelse af oliepalmeplantager og potentielle konflikter med biodiversitet: (a) områder med flest endemiske arter af landlevende hvirveldyr ('økoregioner' med 25 eller flere endemiske arter er vist), (b) udbredelsen af dyrkede oliepalmer (høstet areal som procent af landets areal), (c) landbrugsmæssigt egnede områder for dyrkning af oliepalme (med eller uden skov), og (d) arealet med oliepalmeplantager i Sydøstasien. Data er fra 2006, undt. Filippinerne og Thailand, hvor 2004-data er de nyeste tilgængelige. Fra Fitzherbert m.fl. (2008).

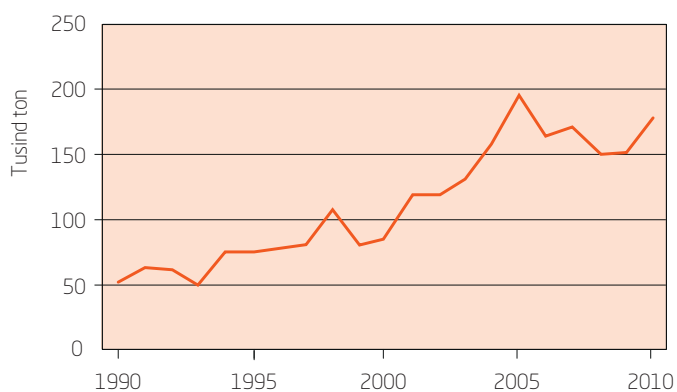


Fig. 2. Dansk import af palmeolie og palmeolieprodukter 1990-2010. I grafen indgår ikke data for palmekerne og palmekage (fra Danmarks Statistik 2011).

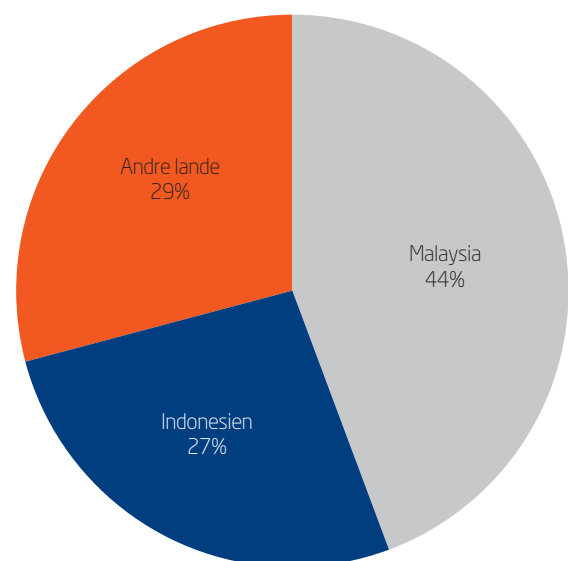


Fig. 3. Dansk import af palmeolie og palmeolieprodukter 2010 fordelt på lande. I kategorien 'andre lande' indgår bl.a. Tyskland og Holland, hvis palmeolie i vid udstrækning også stammer fra Malaysia og Indonesien. Data fra Danmarks Statistik (2011).

meget kød (Olesen 2010). Grise, kvæg og kyllinger skal have mere foder, end der produceres på danske marker. Soja er proteinrigt, og i foderet til husdyr indgår der derfor ofte sojaskrå, som er udvundet af sojabønner (Steinfeld m.fl. 2006). For at imødekomme efterspørgslen på foder, produceres der mere og mere soja. Si-

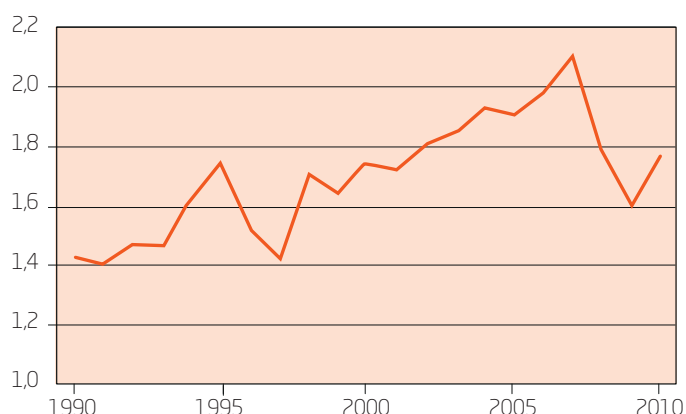


Fig. 4. Dansk import af sojabønner og sojaprodukter 1990-2010 i millioner tons. Data fra Danmarks Statistik (2011).

den 1960'erne er produktionen af soja femdoblet på verdensplan (FAO 2011). Der høstes nu årligt 222 millioner ton sojabønner (2009; FAO 2011). Størstedelen af produktionen finder sted i USA, Brasilien, Argentina, Kina og Indien.

Mellem 1990 og 2010 er den danske import af soja vokset med i snit 23.500 tons om året (Fig. 4). Der importeres i dag knap 1,8 millioner tons soja årligt til en værdi af 4,1 milliarder kroner (2010; Danmarks Statistik 2011). Danmark importerer sojaskrå og i mindre omfang formalede sojabønner og sojaolie. Det skønnes, at 70-75 % af den importerede sojaskrå anvendes til svinefoder i Danmark, mens resten går til kyllinger og kvæg (Bernth-Ole Krebs, DLG, pers. com. 19.8.2011).

Selvom udbyttet per hektar er stigende, betyder en stor efterspørgsel efter soja, at dyrkning af sojabønner beslaglægger sta-

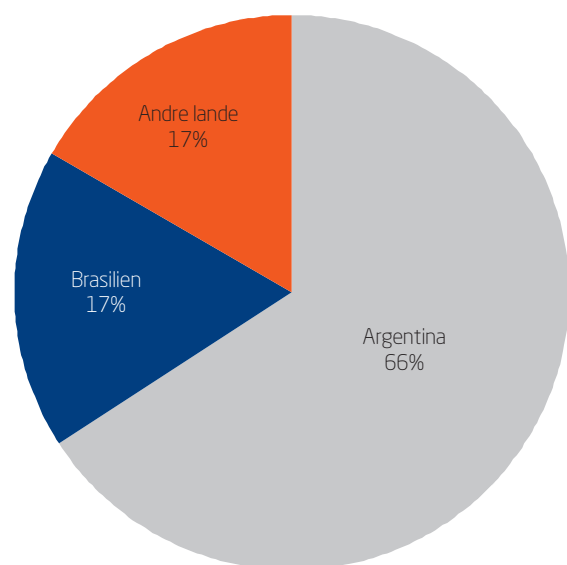


Fig. 5. Dansk import af sojabønner og sojaprodukter 2010 fordelt på lande. Data fra Danmarks Statistik (2011).

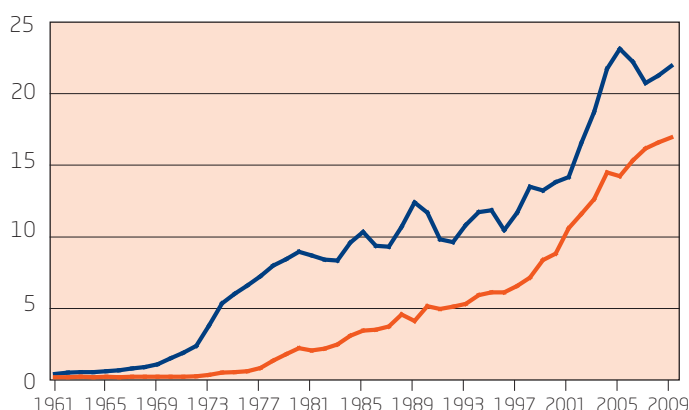


Fig. 6. Udviklingen i sojaproduktionens arealforbrug i perioden 1961-2009 for Brasilien (blå) og Argentina (orange), som næst efter USA er de lande i verden, der producerer mest soja. Y-aksen angiver antal millioner hektar høstet areal i de pågældende år. Data fra FAO (2011).

digt større arealer. Det er især i Brasilien og Argentina, at arealet med sojamarke vokser, og det er netop disse lande, Danmarks soja kommer fra (Fig. 5 og 6). En del af ekspansionen af sojadyrking finder sted på bekostning af skov og skovsavanne (Nørgaard 2011, Tollefson 2011). I Brasilien er det, foruden Amazonas, især cerrado, et oprindeligt næsten 200 millioner hektar stort område med skovsavanne og karakterarter som kæmpemyresluger, kæmpebæltedyr og jaguar, der er truet af sojaekspansion (Brannstrom m.fl. 2008). Kun omkring 2 % af cerrado-arealet er beskyttet af lovgivning.

I Argentina er det særligt chaco, der er truet. Chaco består af arealer med våd og tør skovsavanne. Det dækker 70 millioner hektar af det centrale og nordlige Argentina. I lighed med cerrado er chaco stort set ikke beskyttet af lovgivning (Zak m.fl. 2008). Nogle steder forårsager sojaekspansion afskovning indirekte ved at presse kvægbrug længere ind i skovområderne. Andre steder er etablering af sojamarke den direkte anledning til rydning af skov (Gasparri & Grau 2009). Det er anslået, at der er medgået 920.000 hektar fortrinsvis sydamerikansk landbrugsjord til at forsyne det danske landbrug med sojaskrå i 2010 (Danmarks Naturfredningsforening m.fl. 2011). Dette areal svarer til 34 % af det danske landbrugsareal – eller mere end Sjælland og Lolland tilsammen.

Fra en biodiversitetssynsvinkel kan plantager og landbrugsområder ikke erstatte tropeskov. Intensivt drevne plantager og landbrugsområder indeholder få arter af betydning for naturbevarelsen. Hertil kommer, at biodiversiteten i de tilstødende skove ofte påvirkes gennem fragmentering af skovene og forurening af vandløbene. En del palmeolie og soja anvendes til energifremstilling. CO₂-regnskabet for brug af palmeolie og soja dyrket på land fra nyfældet skov til energifremstilling er dog flere gange værre end for brug af olie (Fargione m.fl. 2008). I de tilfælde, fx i Sumatra og Kalimantan, hvor palmeolie dyrkes på nyrøddet tørvemose, er CO₂-regnskabet endnu værre (Danielsen m.fl. 2009).

Der er en del landarealer i troperne uden skovdække, og nogle af disse er egnet til afgrøder. Produktionen af palmeolie og soja



Fremtiden for tusindvis hektar naturområder i troperne bestemmes i vid udstrækning af hvilke varer, danske virksomheder og forbrugere køber. Fx indgår palmeolie i en stor del af varerne i vore supermarkeder, og sojaskrå anvendes i stort omfang i foderet til danske grise, kvæg og kyllinger. Oliepalmeplantage med lommer af skov nær Pemuang i Kalimantan, Indonesien. Foto: Matt Struebig.

kan derfor øges en del uden yderligere skovrydning (Fitzherbert m.fl. 2008). Men træghed hos politikere og beslutningstagere, konkurrerende prioriteter og mangel på kapacitet og forståelse samt efterspørgslen fra markederne betyder, at det ofte er billigere og nemmere at rydde skov. Bestræbelser fra nogle palmeolie- og sojaproducenters side på at mindske miljøpåvirkninger især ved at undgå skovrydning bør selvfølgelig roses. Men med mindre regeringerne i producentlandene og producenterne selv bliver bedre til at kontrollere tømmerhugst, beskytte skovene og sikre, at afgrøderne plantes på egnede arealer, så vil der fortsat være omfattende konsekvenser for naturen af plantage- og landbrugseksansionen (Rands m.fl. 2010).

Bæredygtighedsmærkning kan øge producenternes interesse for at mindske miljøpåvirkningerne. Både palmeolie og soja kan købes fra certificeret bæredygtige produktioner. Merprisen er beskeden; fx for certificeret palmeolie omkring 3 % ved producenten. Alligevel er næsten al import af palmeolie og soja til Danmark i dag fra produktioner, der ikke er certificeret bæredygtige. Kun seks danske virksomheder deltager i RSPO, der er en certificeringsordning for palmeolie. Kun én supermarkeds kæde, REMA 1000, har offentligt opstillet mål om kun at ville bruge cer-

tificeret palmeolie (WWF 2011). Til sammenligning oplever lande som Storbritannien og Holland en langt større efterspørgsel efter certificerede varer. Fra november 2008 til september 2011 er andelen af certificeret palmeolie på verdensmarkedet vokset fra 0 til 10 % (RSPO 2011), men den første skibsladning med certificeret soja kom først til Europa i juni 2011. Tre danske virksomheder deltager i certificeringsordningen for soja (RTRS), hvilket er betydelig færre end i de førende lande på området (RTRS 2011). Bæredygtighedsmærkning er meget vigtig, men løser ikke alle problemerne. Fx kan man risikere, at kineserne køber den palmeolie og soja, som er dyrket på nyrøddet tropeskov og tørvemose, mens vi andre betaler overpris for produkter fra bæredygtige plantager. Det er derfor blevet foreslået, at man skal miljøcertificere lande i stedet for firmaer og plantager.

Hvad bør der gøres for at reducere Danmarks fodaftryk på biodiversiteten i udlandet?

Eksemplerne ovenfor viser, hvordan Danmarks import af råvarer påvirker biodiversiteten andre steder på Jorden. Vi har fremhævet palmeolie og soja, men flere andre råvarer har også stort fodaftryk på biodiversiteten i udlandet. Det gælder fx papir og

Boks 1. Initiativer som den danske regering bør tage under det danske formandskab for EU i 2012, for at Danmark kan reducere sit fodaftryk på biodiversiteten i udlandet

- Arbejde for at EU i sin handelspolitik fremmer brug af certificeret bæredygtigt producerede varer (Aichi-mål 4). Desuden bør EU målrettet promovere certificeringsordninger for de internationale produktionskæder indenfor landbrug og skovbrug samt hav- og kystområder (Aichi-mål 5, 6 og 7) og lægge mærkbare afgifter på produkter, hvis produktion forårsager tab af biodiversitet. EU bør også sikre, at alle EU-institutioner selv kun køber certificeret bæredygtige varer (hvor disse findes).
- Tage initiativ til at EU støtter tiltag, der kan fremme, at de voksende markeder i fx Indien og Kina begynder at kræve dokumentation for miljøansvarlig produktion af råvarer (Fitzherbert m.fl. 2008).
- Arbejde for at EU opprioriterer indsatsen mod illegal international handel med tømmer, papirmasse og papir.
- Fremme at EU i sit samarbejde med andre lande øger sin støtte til biodiversitet og reduktion af CO₂-udledning fra skovrydning (REDD+ og Blå Carbon-initiativer).
- Arbejde for at EU iværksætter tilbundsgående undersøgelser af det europæiske forbrugs effekter på miljøet udenfor EU.

papirmasse, tømmer, sukkerrør, oksekød og ressourcer fra havet som tunfisk, fiskemel og fiskeolie samt opdrættede fisk og rejer. På globalt plan viser de fleste indikatorer, at presset på biodiversiteten vokser med det resultat, at biodiversiteten fortsat falder (Butchart m.fl. 2010). Hvis Danmarks fodaftryk på biodiversiteten i udlandet skal reduceres, er der brug for en øget indsats fra den danske regerings side og fra danske virksomheder, borgere og natur- og miljøorganisationer.

- **Den danske regering** bør ligesom den hollandske sætte som mål, at Danmark ikke forårsager tab af biodiversitet i andre lande. Det vil sige, at alle råmaterialer fra naturressourcer eller fra naturen, som vi bruger i Danmark, skal være produceret bæredygtigt, uanset om de er fra Danmark eller importerede.
- **Regeringen** bør nedsætte en arbejdsgruppe, der i samarbejde med brancheorganisationer, virksomheder og NGO'er skal komme med forslag til en effektiv omstilling til en bæredygtig forvaltning af biodiversitet i produktionskæderne (Aichi-mål 4; UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010). På basis af anbefalingerne fra arbejdsgruppen bør regeringen etablere målsætninger sammen med erhvervslivets organisationer om den ønskede overgang til bæredygtig forvaltning af biodiversitet. Der bør være en frist for målsætningernes indgåelse fx december 2013.
- **EU's handelspolitik** spiller en stor rolle for, hvordan Danmark kan reducere sit fodaftryk på naturen i udlandet. Danmark har formandskabet af EU i første halvår af 2012. Under formandskabet bør den danske regering derfor tage en række vigtige

Boks 2. Eksempler på hvad der i det danske ulandssamarbejde bør gøres for at mindske plantagers og landbrugets fodaftryk på biodiversiteten i udviklingslandene

- Facilitere at problemer omkring uafklarede jordrettigheder løses, så det bliver klart, hvem der har ansvaret for et givet område.
- Fremme god regeringsførelse særligt i relation til naturressourceforvaltning omkring tropeskove, kyst- og vådområder.
- Styrke bæredygtige produktionsmetoder i landbrug og plantagedrift, fx ved at henvise oliepalme-, soja- og kvægdrift-ekspansion til områder med lav biodiversitet og lav evne til at oplagre CO₂, fx græsarealer.
- Fremme udpegning og bevarelse af biodiversitetsrige skove, så de ikke konverteres til landbrug og plantagedrift, og styrke sikring og beskyttelse af tilbageværende lommer af skov inde i plantager og landbrugsområder.
- Støtte kapacitetsopbygning for lokale grupper af miljøinteresserede mennesker, der holder systematisk øje med skovhugst og fx eksponerer miljøovergreb på internettet (se www.eyesontheforest.or.id).
- Fremme udbredelse af miljøkonsekvensvurderinger af foreslåede nye plantager.
- Fremme forskning, der kan hjælpe med løsninger ved fx at finde måder, hvorpå afgrødeudbyttet kan øges, mens de negative miljøeffekter minimeres (Aichi-mål 19).

initiativer som angivet i Boks 1.

- **Den danske regering** bør sikre, at staten selv kun indkøber tømmer og andre naturressourcer og varer, hvori naturressourcer indgår, hvis ressourcerne er produceret bæredygtigt (Aichi-mål 4 og 7). Desuden bør regeringen ligesom den hollandske arbejde for, at mindst 50 % af tømmeret på indenrigsmarkedet inden fx december 2013 er produceret bæredygtigt (MANFQ m.fl. 2008).
- **Den danske regering** bør koordinere sin multilaterale og bilaterale indsats bedre. Fx bør reduktion af Danmarks fodaftryk på biodiversiteten i udlandet indgå centralt i regeringens nye strategi for Danmarks udviklingsarbejde (Udenrigsministeriet 2012).
- Målsætningerne aftalt i Nagoya bør desuden følges op af konkrete miljøinitiativer i **Danmarks samarbejdslande i den tredje verden** (Aichi-mål 20). Regeringen bør fremme projekter til beskyttelse af tropeskove og sårbare hav- og kystområder. Fx bør regeringen øge indsatsen for at teste og udbrede mekanismer, der sikrer betaling for 'økosystemtjenester', hvad enten det er CO₂-lagring (REDD+ og Blå Carbon-initiativer) eller genetiske ressourcer (Nagoya-protokollen om adgang til genetiske ressourcer og udbyttedeling, forkortet ABS).

Der er mange muligheder for at fremme bæredygtige produktionskæder gennem den danske regerings samarbejde med udviklingslandene. I Boks 2 har vi samlet nogle konkrete eksempler på, hvad der fra Udenrigsministeriets side kan gøres for at mindske

plantagers og landbrugets fodaftryk på biodiversiteten i udviklingslandene.

- **De danske brancheorganisationer** bør bistå virksomheders omstilling til bæredygtig produktion. De bør fx give råd om 'Corporate Social Responsibility' og certificeringsordninger, og vejlede i hvordan danske virksomheder effektivt omstiller sig til de nye udfordringer (fx ABS).
- **Danske banker og pensionskasser** bør udvikle politikker, der sikrer, at deres internationale långivning og investering bidrager til miljømæssigt bæredygtige produktionskæder (fx med 'equator'-principperne; Equator Principles 2011). De finansielle institutioner bør også fremme omstillingen til bæredygtige produktionskæder ved at kræve verificerbare beviser på, at producenterne gør, hvad de kan for at fremme bæredygtighed, og ved at afvise finansiering og markedsadgang til dem, der ikke lever op til dette (Fitzherbert m.fl. 2008).
- **De danske forbrugere** bør købe og efterspørge varer, der er certificeret bæredygtige. NGO'er bør opfordre forbrugerne til at øge handlen med de virksomheder, der sælger certificeret bæredygtige varer. Desuden bør NGO'er formidle den internationale problematik om biodiversitet for de mange virksomheder, der primært arbejder i Danmark, og som overholder alle gældende miljøregler, men som ikke kender til deres råvarers store fodaftryk på biodiversiteten i udlandet.

Referencer

- Brannstrom, C., W. Jepson, A.M. Filippi, D. Redo, Z. Xu & S. Ganesh 2008: Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. – *Land Use Policy* 25: 579-595.
- Broich, M., M. Hansen, F. Stolle, P. Potapov & B.A. Margono 2011: Remotely sensed forest cover loss shows high spatial and temporal variation across Sumatra and Kalimantan, Indonesia 2000-2008. – *Environmental Research Letters* 6: 1-9.
- Butchart, S.H.M., M. Walpole, B. Collen, A.V. Strien, J.P.W. Scharlemann m.fl. 2010: Global biodiversity: indicators of recent declines. – *Science* 328: 1164-1168.
- Carter, C., W. Finley, J. Fry, D. Jackson & L. Willis 2007: Palm oil markets and future supply. – *Eur. J. Lipid Sci. Technol.* 109: 307-314.
- Cheng Hai, T. 2002: The palm oil industry in Malaysia: From seed to frying pan. – WWF Switzerland.
- Clay, J. 2004: World Agriculture and the Environment. A Commodity-by-Commodity Guide to Impacts and Practices. – Island Press.
- Danielsen, F., H. Beukema, N.D. Burgess, F. Parish, C.A. Brühl m.fl. 2009: Biofuel Plantations on Forested Lands: Double Jeopardy for Biodiversity and Climate. – *Conservation Biology* 23: 348-358.
- Danmarks Naturfredningsforening, Dansk Ornitologisk Forening, Friluftsrådet, Dyrenes Beskyttelse, Danmarks Sportsfiskerforbund m.fl. 2011: Sådan ligger landet... – tal om landbruget 2011. – Danmarks Naturfredningsforening.
- Danmarks Statistik 2011: Statistikbanken. <http://www.statistikbanken.dk>
- Equator Principles 2011: Environmental & social risk management for project finance. <http://www.equator-principles.com/>
- FAO 2006: Global Forest Resources Assessment 2005. – Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO 2011: FAOSTAT. – Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org>
- Fargione, J., J. Hill, D. Tilman, S. Polasky & P. Hawthorne 2008: Land clearing and the biofuel carbon debt. – *Science* 319: 1235-1238.
- Fitzherbert, E.B., M.J. Struebig, A. Morel, F. Danielsen, C.A. Brühl m.fl. 2008: How will oil palm expansion affect biodiversity? – *Trends in Ecology and Evolution* 23: 538-543.
- Gasparri, N.I. & H.R. Grau 2009: Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). – *Forest Ecology and Management* 258: 913-921.
- Green, R.E., S.J. Cornell, J.P.W. Scharlemann & A. Balmford 2005: Farming and the fate of wild nature. – *Science* 307: 550-555.
- Koh, L.P. & D.S. Wilcove 2007: Cashing in palm oil for conservation. – *Nature* 448: 993-994.
- Koh, L.P. & D.S. Wilcove 2008: Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? – *Conservation Letters* 1: 60-64.
- MANFQ m.fl. 2008: Biodiversity works for nature for people forever. The Biodiversity Policy Programme of the Netherlands 2008-2011. – Minister of Agriculture, Nature and Food Quality. <http://en.biodiversiteit.nl/nederlandse-overheid-biodiversiteit/beleidsprogramma-biodiversiteit-2008-2011/beleidsprogramma-biodiversiteit-2008-2011>
- Nørgaard, M.M. 2011: Den globale sojaekspansion. Omfang, årsager og konsekvenser. – Kandidatspeciale, Institut for Geografi & Geologi, Københavns Universitet.
- Olesen, J.E. 2010: Fødevarernes andel af klimabelastningen. I: Vores mad og det globale klima – etik til en varmere klode. – Det Etske Råd.
- Rands, M.R.W., W.M. Adams, L. Bennun, S.H.M. Butchart, A. Clements m.fl. 2010: Biodiversity Conservation. Challenges Beyond 2010. – *Science* 329: 1298-1303.
- RSPO 2011: 1 Million Hectare World Record for Certified Sustainable Palm Oil. – <http://www.rspo.org/?q=content/1-million-hectare-world-record-certified-sustainable-palm-oil>
- RTRS 2011: Round Table on Responsible Soy Association. <http://www.responsiblesoy.org/index.php?lang=en>
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales & C. de Haan 2006: Livestock's long shadow. – Environmental issues and options, FAO.
- Tollefson, J. 2011: Brazil revisits forest code. – *Nature* 476: 259-260.
- Udenrigsministeriet 2012: Danmark skal satse på menneskerettigheder, landbrug og grøn vækst. – <http://um.dk/da/om-os/ministrene/udviklingsminister/nyheder-om-udviklingsministeren/newsdisplaypage/?newsID=5A8B9A24-68A3-4B8C-92DD-B8F5FE93765A>
- UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 2010: United Nations Environment Programme, Convention on Biological Diversity, Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its tenth meeting, Nagoya, Japan, 18-29 October 2010. Decision X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets.
- WWF 2011: Danmarks rolle i forhold til den globale produktion af palmeolie. – WWF Verdensnaturfonden.
- Zak, M.R., M. Cabido, D. Cáceres & S. Díaz 2008: What drives accelerated land cover change in Central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. – *Environmental Management* 42: 181-189.



Hvordan kan arealplanlægningen understøtte bevarelse og forbedring af biodiversitet?

Esben Munk Sørensen

Institut for Planlægning, Aalborg Universitet

Den historiske arealforvaltning i Danmark

Danmark er et intensivt dyrket kulturlandskab. Bag dette udsagn ligger den kendsgerning, at langt størstedelen af Danmarks areal uden for byerne er opdyrket og i anvendelse til jordbrugserhvervene – skovbrug og landbrug. Danmark har ikke, som andre lande i Norden og ude i verden, store områder af ikke-opdyrkede arealer, der henligger som naturområder uden kulturpåvirkning.

Når man skal forstå dynamikken i landskabsudviklingen og i landskabets biotopindhold, skal man derfor inddrage ejendomsudviklingen og -fordelingen for at kunne forklare de ændringer, der har fundet sted. På samme måde er ejendomsforholdene afgørende for at forstå det aktuelle pres samt et tema, der altid skal inddrages, når en udvikling lokalt skal præges eller forandres.

Ejendomsudviklingen og biotopforholdene i de sidste par hundrede år er tæt forbundet med landbrugets udvikling. Det er de fortsat.

Den første landbrugsreform er velkendt i historieskrivningen. Gennem udskiftning og udflytning blev dyrkning af landsbyfællesskabernes jorder sidst i 1700-tallet afløst af individuelle ejendomme og tilhørende jorder. På denne tid var det imidlertid kun 1/3 af Danmark, der var opdyrket; resten af jorderne henlå som overdrev og heder uden at være matrikulerede og tilhørende individuelt ejede ejendomme.

I løbet af 1800- og 1900-tallet blev disse overdrev og heder opmålt og matrikulerede (Balslev m.fl. 1975) og herefter individuelt omdannet til ejendomme, hvorefter ejerne opdyrkede det meste af dem. Fra at være biotoper for den vilde flora og fauna blev de dyrkningsjorder, hvor næsten alt andet end den ønskede afgrøde – dvs. flora og fauna – blev betragtet som uønsket. Fra midten

af 1800-tallet gennemførtes mange afvandings- og indvindingsprojekter, hvor søer og fjorde blev afvandet (Hansen 2008). Med digebygning i landskabet, rørlægning af vandløb og etablering af dræn- og pumpesystemer skabtes jorder til marker med etårig landbrugsafgrøder, hvor der før havde stået vand eller været "vandlidende" jorder.

I første halvdel af 1900-tallet – 1899 til 1960 – gennemførtes en meget ekspansiv jordpolitik, hvor aktiv udstykningspolitik førte til en stigning i antallet af landbrugsejendomme. Denne politik var så gennemgribende, at den med rette kan kaldes **den anden landbrugsreform** af det danske landskab. Husmandslovgivningen fra 1899 og 1919 skabte et øget antal landbrugsejendomme, der med idealet om et familiebrug blev lagt på jorder af forskellig kvalitet. En betydelig del af jordpuljerne til disse udstykninger kom fra tidligere stam- og lenshuse samt tyske landbrugsejendomme i 1920 og 1945. Men en meget stor del blev også skabt ved afvanding af søer, vandløb og fjorde samt opdyrkning af jorder, som tidligere var marginale. De våde områder i landskabet blev reduceret væsentlig og afløst af tørre dyrkningsflader. Hermed svandt biotopernes omfang og værdi som levested for den vilde flora og fauna. Med indførelse af landbrugspligten i 1925 skabtes et effektivt reguleringsinstrument til at sikre de jordpolitiske målsætninger, som havde en markant social profil med udstykningsforbud og fastholdelse af et stort antal selvstændige landbrugsejendomme – antallet toppede i 1960 med godt to hundrede tusinde selvstændige landbrugsejendomme. Men landbrugspligten – som for den pågældende ejendom er noteret i tingbog og matrikel – er også en varig forpligtelse for ejeren til at anvende ejendommen og dens arealer til landbrugsproduktion og ikke andet.

Den tredje landbrugsreform fra 1977 og planlovreformen

Den tredje landbrugsreform indledtes med planlovreformen, som blev gennemført i Danmark i 1969-75. Her skabtes et system for landskabsforvaltning, som gennem etablering af landzoner tog sigte på at sikre disse til landbrugs- og skovbrugserhvervets udvikling. Disse landzoner blev tillige sikret gennem region- og kommuneplaner, således at jord- og skovbrugserhvervet – gennem "ydre og indre strukturtilpasning" – kunne tilpasse sig markedsvilkårenes krav om produktionsstigning og -effektivisering. I disse 'beskyttede' jordbrugsområder blev den almindelige bygge- og udstykningslovgivning lempet, så der kun var anmeldelsespligt. Tilsvarende med terrænregulering – udjævning af bakker og skråninger – som frit kan ske, når formålet er fortsat landbrugsdrift.

Et særkende ved denne landbrugsreform var, at landskabsbeskyttelse 'gik hånd i hånd' med beskyttelsen af landbrugsjorderne. 'Landzonebåndet' skulle – udover at beskytte landbrugs- og skovbrugserhvervets fortsatte udvikling – også friholde det åbne land for ny fritliggende boligbebyggelse – såkaldt **Urban Sprawl**. Denne integrering af landskabsbeskyttelsen med beskyttelsen af landbrugserhvervets arealinteresser er i vid udstrækning lykkedes. Det er fx lykkedes at beskytte landområderne mellem fingrene i hovedstadsområdet fingerplan og at friholde det åbne land i Danmark generelt for ny fritliggende boligbebyggelse.

Beskyttelsen af landbrugsjorderne kan ligeledes karakteriseres om succesfuld. Betænkningen om den fremtidige landbrugspolitik (Sørensen 1987) lagde rammerne for de næste tre årtiers landbrugspolitik, som skulle fremme den animalske produktion ved at skabe gode vilkår for landbrugets struktur gennem jordomlægninger mellem landbrugsejendomme og ved gennem landbrugspligten at sikre, at alle landbrugsnoterede arealer skulle forblive intensivt dyrkede. 70'ernes landbrugspolitik med stabile produktionspriser skabte grundlaget for jordprisstigninger og intensivering af den animalske produktion gennem indre strukturrationalisering – dvs. øget erhvervsbyggeri og stadig mere effektiv drift og ydre strukturrationalisering gennem jordomlægninger og opdyrkning af naturarealer.

Som følge af en relativt hårdhændet tørlægning af vådområder og opdyrkning af ekstensivt anvendte landbrugsarealer i 70'erne – såvel linieformede som punktformede – indførtes i 1978 en naturlokalitetsbeskyttelse (søer, vandløb og moser) af disse med hjemmel i naturfredningslovens § 43. Denne lokalitetsbeskyttelse blev skærpet i 1992 (som § 3 i naturbeskyttelsesloven).

Den tredje landbrugsreform blev skærpet i 80'erne. Landbrugsejendomme under en vis størrelse, 15 ha i 1986 og 30 ha fra 1989, skulle ikke længere opfylde kravet om egen drift. Herved skabtes et marked for mindre landbrugsejendomme, der kunne sælges frit, samtidig med at mere jord kom ud til forpagtning ved samdrift med heltidsbedrifter. Her blev grunden lagt til en udvikling, hvor der ikke længere skulle være sammenhæng mellem landbrugsejendommens bygninger og planteproduktion på "omkringliggende jorder" (Sørensen 2000).

I løbet af de næste 25 år blev sammenlægningsgrænser og afstandskrav ved sammenlægning og samdrift løbende lempet for til sidst helt at forsvinde i 2010. Denne udvikling har resulteret i en 'overfloddiggørelse' af de ejendoms- og vejskel, som har båret den lille natur med småbiotoperne i markhjørner, langs matrikel-skel og ved de markveje, som var den 'indre produktionsstruktur'

på landbrugsejendommene. Og med denne overfloddiggørelse forsvandt mange af småbiotoperne – den lille ubeskyttede natur – i landbrugsområderne.

Tilstræbt lakonisk er der grundlag for at sige, at den markante stigning i landbrugets animalske såvel som vegetabiliske produktion er et succesfuldt resultat af regionplanlægningen siden 1970 og samspillet mellem denne og de jordpolitiske regler, som har fremmet en markant strukturudvikling, hvor den løbende ejendoms- og bedriftsudvikling har overfloddiggjort de ejendomsskel, som var bærere af mange småbiotoper.

Skovlovgivningen har skabt og udformet skovejendommene

Den danske skovforvaltning hviler på fredskovspligten. Fredskovspligten har været virksom siden 1805, hvor bl.a. forsvarsønsker om at genskabe flåden førte til, at der skulle etableres mere skov, hvor træet kunne bruges til produktion af skibe.

Skovforordningen var en beslutning om, at de sidste rester af skov skulle beskyttes mod rydning, for meget hugst eller ødelæggende græsning. Der havde også været en brændelskrise, som havde ført til for megen hugst. Samtidig begyndte staten at etablere mere statsskov og gav tilskud til, at private jordejere kunne rejse skov, som fik tinglyst en deklaration – fredskovspligten – som udformede og sikrede den fremtidige anvendelse af ejendommen eller dele af denne til skovdrift.

Størstedelen af disse oprindelige fredsskove er stadig skovarealer og sikret som sådan. Centralt for fredsskovenes langvarige beskyttelse og sikring er, at fredskovspligten er en pligt for ejeren til at vedligeholde og drive skoven forstmæssigt forsvarligt. Med denne kontinuitet på ejendomsniveau – fredskovspligten er noteret i tingbog og matrikel – er der gode muligheder for at vedligeholde arealernes biodiversitet. Der er dog endnu ikke nogen eksplicit beskyttelse af naturtypen (natur-)skov.

Naturforvaltningsprojekter fra 80'erne og frem gav varig natur tilbage til landskabet

Naturfrednings- og siden naturbeskyttelsesloven har siden sin vedtagelse i Danmark i 1917 haft stor betydning for at sikre naturhistoriske og rekreative værdier og arealer i Danmark. Med fredningsservitutten via kendelse fra fredningsnævnet og tinglyst på ejendommen har det været muligt at sikre de pågældende værdier for eftertiden. Den erstatningsudløsende fredningsmulighed eksisterer stadig i dag og er blevet suppleret med fortidsmindefredningen og vådområdebeskyttelsen. Disse initiativer har medvirket til at sikre mange eksisterende biotoper, om end naturlokalitetsbeskyttelsen – NfL § 43, der i 1992 blev til NbL § 3 – ikke tinglyses på den enkelte ejendom og dermed er svagere og sværere at håndhæve.

Naturforvaltningsindsatsen, der startede som sådan i 1987 og senere blev indføjet i naturbeskyttelsesloven i 1992, har givet grundlag for en omfattende indsats med naturgenopretning. Søer er blevet genskabt, udrettede vandløb er blevet ført tilbage til mere naturlige forløb, og der er skabt mange værdifulde biotoper, ligesom skov er rejst som led i disse naturforvaltningsprojekter. Vandstandshævninger er efter konkrete forhandlinger med berørte lodsejere blev kompenseret med økonomisk erstatning eller erstatningsjord, ligesom der er sket matrikulære



Når der er sket en forarmelse af biodiversitet i det åbne land, skyldes det, at arealplanlægningen gennem tiden har understøttet og prioriteret landbrugets strukturudvikling højest. Også regionplanperioden fra 1970 til 2007 har effektivt understøttet landbrugets strukturudvikling – og hæmmet biodiversitet. Aktuelt peger regeringsgrundlaget på en styrkelse af biodiversiteten i landskabet, og EU's seneste udspil til landbrugspolitik peger i samme retning.

forandringer eller tinglysning af deklarationer, som fastlægger den naturtilstand, som lokaliteten skal opretholdes i, eller hvis vandstandsniveauet er afgørende, fastlagt i et vandløbsregulativ. Den samme metode har været anvendt ved et stort antal Vandmiljøplan 2-projekter, hvor målet har været at genskabe et vandløbssystems selvrensende kapacitet eller evne til at omsætte og neutralisere nitrat og fosfor.

Naturforvaltningsindsatsen er blevet tilrettelagt gennem udpegning af interesseområder i den fysiske planlægning. Karakteristisk for disse projekter har været, at de har været gennemført via forhandlingsprocesser på ejendomsniveau og med ejendomsudformning som metode.

I modsætning til den natur, der opstår ved braklægning – som fjernes igen, når produktionsarealerne igen skal bruges eller produktionsstøtteordninger ændres – eller den naturpleje, som etableres med tidsbegrænsede støtteordninger, skaber den ejendomsudformning, som har været anvendt ved naturforvaltnings- og Vandmiljøplan 2-vådområdeprojekterne stabile naturområder, som ikke ændres i den lange tidshorizont. Denne fremgangsmåde har medført, at disse naturområder og biotoper er sikret en lang levetid.

Fremtidens landbrugspolitik og biodiversitet

Landbrugspolitikken og den fysiske planlægning står over for en betydelig ændring. Fire store opgaver tegner sig i arealplanlægningen for det åbne land.

- Vandplaner med hjemmel i EU's vandrammedirektiv skal implementeres.
- Et biodiversitetspolitik er på vej gennem EU-systemet og skal implementeres af medlemsstaterne.
- Der skal etableres et beredskab over for klimæændringer og -tilpasning.
- EU-politik om det ressourceeffektive Europa bl.a. med beskyttelse af god landbrugsjord.

Og endelig opererer den næste CAP (den fælles EU-landbrugspolitik) allerede med overskrifter som **Greening** af landbrugsstøtten, så den eksplicit fremmer vandkvalitets- og miljøforbedringer samt styrker indsatsen over for biodiversiteten.

Den nylttrådte regering i efteråret 2011 har i sit regeringsgrundlag markeret mål om en varieret og mangfoldig natur. I dette regeringsgrundlag markeres, at naturen i Danmark mangler plads og er for lidt sammenhængende. Der refereres implicit tilbage til Vilhjelmsudvalget, som afsluttede sit arbejde i 2001 med opregning af en lang række anbefalinger til indsats for at redde naturen i landskabet og de mange truede arter af vild flora og fauna.

Regeringen signalerer klart, at den vil implementere en Naturplan Danmark, hvor der skabes mere natur og skov i sammenhængende områder, og naturen gøres mere robust over for klimæændringer. Såvel EU's beslutninger som FN's anbefalinger skal implementeres gennem denne naturplan.

Det er en central pointe i regeringsgrundlaget, at klimaindsatsen, naturplanen og miljøpolitikken skal samordnes med landbrugs- politikken – såvel den nationale som den EU-baserede.

I skrivende stund vides kun, at regeringen vil nedsætte en hurtigarbejdende natur- og landbrugskommission, der skal udarbejde forslag til løsning af landbrugets strukturelle, økonomiske og miljømæssige udfordringer og i den forbindelse finde frem til, hvordan landbrugserhvervet kan bidrage til klimaindsatsen og til miljø- og naturindsatsen.

Det endelig kommissorium for natur- og landbrugskommissionen er ikke fastlagt, så det er for tidligt at vurdere, hvorvidt der kan være udsigt til, at der vil kunne udvikles administrations- og implementeringsmodeller, som kan nå målene om en væsentlig forbedring af miljø- og biodiversitetsforholdene i landskabet.

Tilsvarende rummer regeringens netop fremlagte lovkatalog for indeværende folketingssamling heller ikke nogen omtale af kommende lovforslag til ændring af plan-, natur- eller landbrugslovgivningen, som kan give et fingerpeg om det endelige og konkrete ambitionsniveau for regeringen.

Intet alternativ til ejendomsudformning og varig rettighedssikring

Når der skal skabes varig natur- og miljøforbedring i landbrugslandskabet, er der intet alternativ til ejendomsudformningsmetoden og dermed en varig sikring af naturforbedringen på ejendomsniveau. Tidsbegrænsede støtteordninger uden varig retlig sikring af den aftalte tilstand ved tinglysning og regulering på ejendomsniveau er uden værdi, når der er tale om biotoper, der skal etableres med den nødvendige lange tidshorisont som mål. Støtteudbetaling baseret på krydsoverensstemmelse (**Cross Compliance**) alene, sikrer ikke den ønskede tilstand ved ejerskifte eller jordomlægninger. Her er kun regulering og retlig sikring på ejendomsniveau af den indgåede aftale holdbar.

Det bliver derfor interessant at se, hvordan de kommende initiativer med naturplan, natur-, miljø- og klimaindsats designs implementeringsmæssigt. Bliver der udviklet reguleringsinstrumenter som naturpligt, der modsvarer det, der har været kendt med landbrugspligt og fredskovspligt? Hvad skal naturindholdet eller "andelen af natur på det samlede landbrugsareal" for de intensivt dyrkede arealer i områder forbeholdt jordbrugserhvervene være? Her vil den eneste varige sikring af naturindholdet – altså biodiversiteten – være at definere en naturpligt sikret på ejendomsniveau for jorderne i landbrugsområderne. Dette kunne være i form af en pligt til at vedligeholde natur på en fast procentdel af ejendommens areal.

Vil der blive skabt grundlag for, at kommunerne i kommuneplanlægningen kan udpege naturzoner, hvor der – som tilfældet er i Natura 2000-områderne – er en anden retstilstand med hensyn til ændring af arealanvendelsen og naturindhold sammenlignet med de øvrige landzoneområder?

Næste kommuneplanrunder for det åbne land

Planteoretisk kan der peges på, at kommunerne i det åbne land kan løse planopgaverne i landzonen ved at tematisere indsatsen i seks forskellige opgaver og afgrænse disse geografisk til de forskellige dele af landzonen. De seks forskellige opgaver spænder

fra at udpege de områder, hvor der skal være investeringssikkerhed for heltidserhvervet og mulighed for placering af fremtidige nye produktionsanlæg, til at udpege områder hvor forskellige grader af ekstensivering af den landbrugsmæssige arealanvendelse skal gennemføres.

Det bliver interessant at følge. Det danske landskab er med dets indhold af kultur og natur et resultat af planlægningsindsatsen gennem et par hundrede år. Om den politik, der er i støbeskeen, vil blive anderledes og skabe reelle forandringer og forbedringer for miljø og biodiversitet, er det endnu for tidligt at sige noget meningsfuldt om. Men det er givet, at der skal væsentlige ændringer til, før det vil være værdigt til at blive kaldt **den fjerde landbrugsreform**.

En planlægningsmodel for landbrug –

- Hvordan og hvor skal man fortsat udbygge landbrugets produktionskapacitet?
- Hvor skal man miljøtilpasse den landbrugsmæssige aktivitet?
- Hvor skal den landbrugsmæssige arealanvendelse ekstensiveres og skabe mere natur?
- Hvor skal der nedlægges landbrug i sårbare landskaber og eventuelt rejses skov?
- Hvordan og hvor indpasses de politisk begrundede ønsker til øget bosætning og yderlige erhvervsmæssig lokalisering i landzonen?
- Hvor ligger de bygninger (bolig-erhverv), der skal nedrives for at undgå visuelt forfald, eller som er forkerte i forhold til omgivelserne?

– der modsvarer af zoner i landzonen:

- **Udbygning** af landbrugets produktionskapacitet med høj investeringssikkerhed, men ingen yderligere bosætning (byggeområder til landbrugets industribygninger og biogasanlæg).
- **Miljøtilpasning** af den landbrugsmæssige aktivitet (vandplaner og Natura 2000).
- **Ekstensivering** af den landbrugsmæssige arealanvendelse i sårbare landskaber (vandplaner og Natura 2000).
- **Nedlæggelse og udflytning af intensivt landbrug** (skabelse af naturområder, -parker eller skovrejsning).
- **Udviklingszoner for øget bosætning eller yderligere erhvervsmæssig lokalisering i landzoneområder** (udstykningsmhp. lokalisering af boliger og erhverv).
- **Afviklingszoner for beboelse**. Forbud mod nybyggeri, afvikling af helårsbeboelse, lukning af landsbyer.

Referencer

- Balslev, S., H.E. Jensen & K. Sørensen 1975: Landmåling og landmålere: Danmarks økonomiske opmåling. – Den danske Landinspektørforening.
- Hansen, K. 2008: Det tabte land. – Gads Forlag.
- Sørensen, E.M. 1987: Landbrugets indplacering i den sammenfattende fysiske planlægning. – PhD-afhandling, Aalborg Universitet.
- Sørensen, E.M. 2000: Ejendomsændringer i det agrare landskab. Side 309-335 i: E.M. Sørensen (red.): Ejendomsændringer i de 20. århundrede. – Den danske Landinspektørforening.
- Sørensen, E.M., A.K.M. Mouritsen & J.K. Staunstrup 2005: Ejendomsrelaterede scenarier. Side 46-74 i: A. Höll & K. Nilsson (red.): Fremtidsscenarier for kulturlandskabets udvikling. – Skov og Landskab, Københavns Universitet.

Hvordan sikrer man bedst omkostningseffektivitet i bevarelsen af biodiversitet?

Niels Strange¹, Berit Hasler², Mette Termansen², Bo Jellesmark Thorsen¹ og Carsten Rahbek³

¹Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Skov & Landskab, Københavns Universitet

²Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

³Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet

En omkostningseffektiv naturbeskyttelsesindsats

Der er begrænsede midler til rådighed for offentlig forvaltning på alle områder – også for naturforvaltning. Prioritering og indbyrdes rangordning af forskellige tiltag er en del af den politiske virkelighed, og omkostningseffektivitet er et prioriteringsredskab, der afvejer opfyldelse af målsætninger for fx biodiversitet op mod de samfundsøkonomiske omkostninger ved en implementering af tiltagene. Omkostningseffektivitet kræves i stigende grad i implementeringen af EU-direktiver, for eksempel i Vandrammedirektivet og Havstrategidirektivet og er også en del af EU's 2020-biodiversitetsmålsætning. Der er også et behov for at belyse, hvordan målsætninger for beskyttelse af biodiversitet opfyldes bedst inden for et givet ressourceforbrug, og hvilke styringsinstrumenter der er bedst egnede til at beskytte naturkvalitet og biodiversiteten omkostningseffektivt i fremtiden.

For at sikre omkostningseffektivitet i naturbeskyttelsen er det ikke tilstrækkeligt at fokusere på, hvilke virkemidler der giver størst effekt, men også at vurdere og beregne omkostningerne ved alternative virkemidler både budgetøkonomisk og samfundsøkonomisk (Møller 1996).

Omkostningseffektivitet bestemmes både af, hvilke målsætninger der vælges, hvilke tiltag der vælges til at opfylde målsætningerne, og hvilke styringsinstrumenter der vælges til gennemførelsen. Omkostningseffektivitet handler altså om at opnå balance mellem ønsket om at opfylde en målsætning så præcist som muligt, og ønsket om at minimere omkostningerne ved at

gøre det. En meget præcis målsætning, fx etablering af en bestemt tilstand på en bestemt lokalitet, vil være dyrere at opnå end en målsætning med knap så præcise krav til lokalitet eller tilstand (Schou m.fl. 2005). Præcision kan være nødvendigt for at undgå store samfundsmæssige velfærdstab pga. tab af unikke lokaliteter eller tilstande, men i den samfundsøkonomiske prioritering er det et væsentligt spørgsmål, om det er afgørende, at en bestemt tilstand eller lokalitet beskyttes, eller om målsætningen kan opfyldes med en større grad af fleksibilitet i valget mellem lokaliteter og tilstande.

Styringsinstrumenter, incitament og implementering er derfor vigtige redskaber i bestræbelsen på at opnå omkostningseffektivitet. En omkostningseffektiv implementering kræver:

- **Målretning**, dvs. at styringsinstrumenterne er så målrettede på de overordnede målsætninger som muligt.
- **Fleksibilitet**, dvs. at aktørernes muligheder for valg af handlinger gøres så fleksible som muligt.
- **Klarhed og gennemsækelighed**, dvs. at effekter kan opgøres, evalueres og kontrolleres så klart og entydigt som muligt.
- **Sikkerhed**, dvs. at der er sikkerhed for, at miljømålene opnås.

Disse kriterier er beskrevet mere uddybende af Schou m.fl. (2005).

Ved at koble økonomiske analyser med data vedrørende biodiversitet og naturtilstand, er det muligt at anvise hvor, hvornår og hvordan Danmark ud fra både en økonomisk og naturmæssig be-

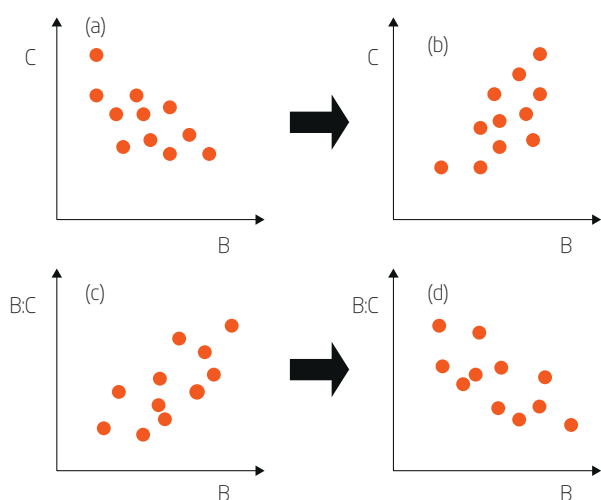


Fig. 1. Den rumlige sammenhæng mellem omkostninger og naturbeskyttelsesgevinster er afgørende for en omkostningseffektiv udpegningsplan, hvis man har ukomplet viden om naturbeskyttelsesomkostningerne. Modificeret efter Naidoo m.fl. (2006). Se yderligere forklaring i teksten.

tragtning mest effektivt kan forvalte sin natur. Omkostningseffektivitetsanalyser af biodiversitetsbeskyttelse er således vigtige elementer i beslutningsgrundlaget, men der er også andre væsentlige værdier i spil, herunder moralske og etiske. I dette kapitel fokuserer vi på omkostningseffektivitet som prioriteringsredskab, og vi giver eksempler på resultater fra studier, der belyser væsentlige erfaringer for den danske forvaltning af biodiversitet og naturkvalitet.

Betydningen af økonomiske data i en rumlig prioritering af naturbeskyttelsesindsatsen

Naturbeskyttelsesomkostninger falder i forskellige kategorier (Schou m.fl. 2005, Naidoo m.fl. 2006, Hasler m.fl. 2011): anskaffelse, naturpleje og forvaltningsomkostninger, transaktionsomkostninger, skadeomkostninger, og alternativomkostninger. Anskaffelsesomkostninger opstår i forbindelse med helt eller delvis opkøb af private områder. Alternativomkostninger er knyttet til anskaffelsesomkostninger, da de afspejler det tab, der opstår, når arealet ikke kan anvendes til det økonomisk mest fordelagtige formål. Ofte vil der i forbindelse med beskyttelse og/eller udlægning af naturarealer være tale om, at indtægterne fra arealet ændres, eller at der ikke længere er indtægter fra arealet. Ved udlægning af offentligt ejede arealer vil der ikke være en anskaffelsesomkostning, men der vil stadig være et potentielt økonomisk tab ved ophør af skov- eller landbrugsdrift. Ved naturbeskyttelse på privat jord kan der være betydelige transaktionsomkostninger i forbindelse med forhandlingerne med private jordejere, ved kontrol samt incitamentspræmier for at få jordejere til at udføre beskyttelsestiltag etc. Endelig kan der være skadeomkostninger forårsaget af, at fredede områder pådrager tilstødende jordejere en udgift (fx oversvømmelser, ukrudt, vildtskader). Det skal understreges, at særligt anskaffelsesomkostningen ikke er en omkostning i samfundsøkonomisk forstand, men i stedet en overførsel. Alligevel spiller den ofte en rolle i litteraturen om omkostningseffektivitet i naturbeskyttelsen, fordi også offentlige

aktører oftest får til opgave at opfylde bestemte kvantitative mål for et givet budget. Derfor tillægges anskaffelsesomkostningen stor betydning i praksis, da den vejer tungt på budgettet, selv om den ikke er betydelig i et samfundsøkonomisk regnskab. Konsekvensen kan let være, at man favoriserer budgetmæssigt billigere, men samfundsøkonomisk mindre attraktive løsninger (Anthon m.fl. 2007a, 2007b).

Mange studier viser, at man kan risikere betydelige effektivitetstab, hvis man ignorerer enten omkostningsinformation eller viden om den biologiske mangfoldighed og tilstand. Strange m.fl. (2007) viser konsekvenserne i en analyse af naturbeskyttelsen på de danske heder. Fig. 1 illustrerer betydningen af korrelationen mellem gevinsterne ved naturbeskyttelse (B) og omkostningerne (C). Hvis man ignorerer eventuelle budgetbegrænsninger, opnås den største omkostningseffektivitet ved at vælge de områder, der har det største forhold mellem gevinster og omkostninger, B:C. Hvis man udelukkende prioriterer ud fra biologiske gevinster, B, vil betydningen af at ignorere omkostningsinformation afhænge af den rumlige korrelation mellem B og B:C samt omkostningernes variabilitet. Hvis omkostninger og gevinster er rumligt negativt korrelerede (Fig. 1a), vil man ved at udpege områder med de største gevinster, B, også opnå den største omkostningseffektivitet, da B:C forholdet vil være højt (Fig. 1b). I det tilfælde vil indsamling af omkostningsdata have en relativ ringe ændring i prioriteringen i forhold til naturbeskyttelsesgevinster alene. Det modsatte vil være tilfældet, hvis omkostninger og gevinster er positivt korrelerede (Fig. 1c), hvor B:C forholdet vil være lavt, hvis man udpegede områder alene ud fra biodiversitetsgevinster (Fig. 1d). Hvis der herudover for et givet gevinstniveau er stor variabilitet i omkostningerne, vil der kunne opnås betydelige effektivitetsgevinster ved at anvende omkostningsinformation i prioriteringen.

Retablering og nyetablering af vådområder¹ er et eksempel på et naturbeskyttelsestiltag, hvor der er stor omkostningsvariabilitet for en given gevinst- eller målopfyldelse. I Miljøministeriets oplæg til implementeringsmodeller for vådområdeindsatsen i Grøn Vækst, hvor Vandoplandsplanerne implementeres, antages det, at der er en sammenhæng mellem stor kvælstofreduktion og omkostningseffektivitet. Hansen m.fl. (2011) viser, at der ikke er en sådan entydig sammenhæng mellem forventet kvælstofreduktion og rangordningen af de vådområdeprojekter, der blev etableret i Vandmiljøplan (VMP) II og III efter principper om omkostningseffektivitet. Eksempelvis ligger Store Hansted Å, der er et af VMP-II-vådområdeprojekterne, på en 7. plads ud af 56 vådområdeprojekter i omkostningseffektivitet trods en placering som nr. 55 i kvælstofreduktion per hektar, mens Sdr. Aldum ved Rohden Å ligger på en 50. plads i omkostningseffektivitet trods en placering som nr. 4 i kvælstofreduktion per hektar.

Hansen m.fl. (2011) konkluderer, at der for at opnå høj omkostningseffektivitet i valget af vådområdeprojekter kan være vigtigere at se på typen af vådområde og herved undgå store anlægsomkostninger og lodsejerkompensationer, end at vælge områder med en stor kapacitet for kvælstofreduktion. Analysen

¹ Etablering af vådområder kan bidrage til at beskytte og fremme natur og biodiversitet, men ikke nødvendigvis, da stor kvælstoftilførsel til et vådområde kan belaste området og bidrage til en forringelse snarere end en forbedring. Eksemplet er medtaget for at vise, at der ikke nødvendigvis er en sammenhæng mellem stor natur- eller miljømæssig effekt og omkostningseffektivitet.

viser også, at det er mere omkostningseffektivt at omlægge vedvarende græsarealer til vådområder end at anlægge søer eller at omlægge andre arealer. Hvis beskyttelse af naturkvaliteten var målet for de økonomiske analyser af vådområdeindsatsen i stedet for kvælstofreduktion ville konklusionen næppe blive den samme, da vedvarende græsarealer er en truet naturtype. Eksemplet er medtaget for at illustrere at rangordningen af forskellige projekter vil blive forskellig når man rangordner efter hhv. effekt og omkostningseffektivitet.

Eksempler på prioriteringsanalyser i Danmark

Nationalparker

Begrundet i et ønske om at tilvejebringe det bedst mulige grundlag for udpegnig af nationalparker i Danmark udarbejdede Center for Makroøkologi ved Københavns Universitet i 2004 en rapport om omkostningseffektiviteten ved de syv officielt foreslåede pilot-områder og alternative områder. I studiet (Larsen m.fl. 2008) benyttedes prioriteringsværktøjer, der også havde været brugt i praksis til udpegnig af nationalparker eller andre større naturområder i flere lande. Hovedformålet med udredningen var at belyse, hvor områderne i et netværk af nationalparker mest hensigtsmæssigt kan placeres m.h.p. at bevare den biologiske mangfoldighed. Herudover blev også andre værdier – især friluftsværdier – inddraget. Som udgangspunkt for disse vurderinger beskriver udredningen, hvordan den biologiske mangfoldighed fordeler sig i Danmark baseret på data over de nationale udbredelser af ca. 1000 danske arter. Datasættet var det største af sin slags herhjemme og af usædvanlig høj kvalitet set i et internationalt perspektiv. Den positive konklusion i rapporten var, at nationalparker kan være et effektivt redskab til forvaltning af biologisk mangfoldighed. Gennem et netværk af nationalparker er det muligt at forene en målsætning om at dække flest mulige arter med målsætninger, der vægter naturtyper eller områdernes friluftsværdi. Dvs. at man kan få både i pose og i sæk, men kun hvis man vælger det rigtige netværk af områder. Dette positive resultat afhænger dog af antallet af udpegede områder. Der er en betydelig gevinst ved udpegnig af flere områder – og omvendt et betydeligt tab ved udpegnig af færre områder. Den delvis positive konklusion var, at man ved en hensigtsmæssig placering af syv nationalparker kan opnå en dækning af arter og naturtyper og en samlet rekreativ værdi, som er væsentlig bedre end ved at udpege de syv daværende officielle pilotområder som nationalparker. Det gjaldt især for truede arter. Sammenlignet med andre mulige netværk af områder indeholdt pilotområderne tilsammen nemlig ikke ekstraordinært mange arter og naturtyper. Pilotområdernes samlede repræsentation af arter og naturtyper var generelt ikke større end den tilsvarende for syv tilfældigt udpegede områder blandt de 32 undersøgte større danske naturområder. Pilotområderne dækkede 48 % af de truede arter. Syv tilfældigt udpegede områder blandt de 32 undersøgte større naturområder ville i gennemsnit dække 47 %. At det kan gøres bedre, illustreres af, at det 'bedste' netværk på syv områder kan dække hele 71 % af de truede arter. Pilotområderne optrådte kun i beskedent omfang blandt de højest prioriterede områder i de forskellige scenarier i analyserne. Dette skal ses i sammenhæng med, at målsætninger og kriterier alene maksimerer repræsentationen af arter og naturtyper. Derfor kan man ikke ud fra analyserne konkludere,



Spillende dobbeltbekkasin over Uldum Kær.

at en evt. etablering af nationalparker i de syv pilotområder ikke vil berige den danske natur på lang sigt.

Enhver opprioritering af naturforvaltningen i større naturområder vil være et positivt middel for den biologiske mangfoldighed. Analyserne stillede blot spørgsmålet, om man ikke med en alternativ eller supplerende udpegnig kan gøre nationalparkerne til et endnu stærkere middel.

Sidst, men ikke mindst, konkludere studiet, at selv ved udpegnig af et stort antal nationalparker vil man ikke kunne dække alle danske arter ind. Dette gælder navnlig de sjældne og/eller truede arter.

En strategi til naturforvaltning, som tager udgangspunkt i udpegning af nationalparker, kan derfor ikke stå alene. En supplerende strategi er absolut nødvendig fx i form af beskyttelse af mindre biotoper, som den eksisterende beskyttelse af små naturområder (§ 3-områder). Små naturområder som levesteder synes således overraskende vigtige for en lang række af de truede arter.

Naturpleje

I naturpleje opereres der med den såkaldte 'Brandmandens Lov' (jf. kapitel 2.3). Brandmandens lov opstiller tommelfingerregler for en effektiv beskyttelse af naturtyper ved først at redde fungerende levesteder, dernæst forbedre og sidst genoprette. Disse retningslinjer kan være omkostningseffektive, men er det ikke per definition, da det afhænger både af omkostningerne ved de tre metoder sammenholdt med effekterne.

I et projekt for Naturstyrelsen har Hasler m.fl. (2011) beregnet omkostninger og omkostningseffektivitet ved pleje af Naturbeskyttelseslovens § 3-områder og Natura 2000-områder. For at sikre en gunstig bevaringsstatus skal disse arealer enten plejes med afgræsning, slæt og/eller slåning, og ved slæt og slåning skal græsset fjernes fra arealerne for at sikre, at de ikke bliver for næringsrige. De beskrevne plejemetoder medfører forskellige tilstande på arealerne, men også store forskelle i omkostningerne.

Ved afgræsning kræves der indhegning af arealet og en husdyrbestand til at afgræsse dette under dagligt tilsyn, vanding etc. Omkostningerne ved afgræsning er i Hasler m.fl. (2011) beregnet til mellem 1600 og 10.000 kr./ha/år i velfærdsøkonomiske omkostninger. Det store spænd i omkostningerne skyldes, at omkostningerne varierer med type af græsningsdyr (får, stude, ammekvæg af vækst- og hårdføre racer), med naturtype (eng, overdrev, mose, hede), af størrelsen af arealet, om det er vådt eller tørt samt af hældningsgraden på arealet. Afgræsning giver generelt et negativt økonomisk resultat, selv når dyrepræmier og MVJ-tilskud regnes med – og afgræsning som plejeform er derfor en nettoomkostning.

Ved slæt slås græsset med maskiner eller manuelt, hvorefter det fjernes fra arealet. Materialet fjernes med henblik på at anvende det til foder eller bioenergi, og fra et naturplejesynspunkt er det vigtigt at fjerne materialet for at fjerne næringsstoffer fra arealerne. Ved afpudsning og slåning efterlades det afslåede materialet på arealet, og denne plejeform er ikke relevant i forbindelse med kontinuerlig naturpleje, men bruges for at begrænse tilgroning. Slæt som naturpleje er af Hasler m.fl. (2011) beregnet til en velfærdsøkonomisk omkostning på mellem 1200 og 8500 kr./ha/år, afhængigt af naturtype og hældning, da der ved stor hældning antages, at arealerne må slås manuelt. Ved indregning af MVJ-tilskud kan der opnås positivt økonomisk resultat af slæt.

I Hasler m.fl. (2011) er det beregnet, at den mest omkostningseffektive pleje af § 3- og Natura 2000-områderne er en kombination af slæt og græsning med får og stude, hvor både enge og overdrev med lille hældning plejes mest omkostningseffektivt med slæt. Der er i disse forholdsvis grove beregninger, hvor pleje af alle plejekrævende arealer er målsætningen, ikke taget hensyn til, at der opnås en mere varieret artssammensætning og dermed en højere biodiversitet på arealerne, hvis de afgræsses. Endvidere er det antaget, at græsningsdyrene skal opstaldes om vinteren, hvilket er dyrt. Hvis dyrene, fx hårdføre 'naturkvæg', kan gå ude

hele året, og der kan etableres afsætning for denne type kød, er der mulighed for afgræsning til lavere omkostninger.

Omkostningseffektiviteten af plejen kan også forbedres betragteligt, hvis der opnås større og mere sammenhængende arealer, fx ved jordfordeling, opkøb af jord mv. Af beregningerne i Hasler m.fl. fremgår det, at omkostningerne til slæt på hhv. store engarealer (>10 ha) og små engarealer (<3 ha) er hhv. 1950 og 1200 kr./ha/år, og at afgræsning med stude koster 8900 kr./ha/år på store arealer (>10 ha) og 10.300 kr./ha/år på små arealer (<3 ha). Selv om disse forskelle er af betydning, viser resultaterne, at typen af areal og plejeform har større betydning for omkostningsforskellene end størrelsen på arealet.

Brandmandens lov og usikkerhed

Det er centralt i mange prioriteringer, at den største indsats skal fokuseres på de mest truede arter, dvs. anvende brandmandens lov. I litteraturen er der en debat om, hvorvidt denne strategi eller andre mere langsigtede strategier vil være mere effektive til at beskytte biodiversiteten. Wilson m.fl. (2011) viser fx, at en ensidig naturbeskyttelsesindsats overfor de mest truede arter typisk ikke vil mindske antallet af uddøde arter i det lange løb. Det skyldes, at en redning af meget truede arter ikke nødvendigvis medfører en redning af de mindre truede arter. Strategien kan dog være den bedste, hvis man har en kort budgetmæssig tidshorizont for sin naturbeskyttelsesindsats, eller hvis der er en begrundet sandsynlighed for, at de mindre truede arter alligevel vil klare sig i fremtiden trods en manglende beskyttelse.

Koordineret naturbeskyttelse?

I forbindelse med Kommunalreformen blev en stor del af naturbeskyttelsesindsatsen overført fra amtslige til kommunale myndigheder. Her er det afgørende, at naturforvaltningsindsatsen koordineres mellem alle myndighedsniveauer. Forskningsresultater viser, at mangel på koordination kan medføre betydelig ineffektivitet (Strange m.fl. 2006, se også Bladt m.fl. 2009 for en tilsvarende diskussion på EU-niveau), og at der kan opnås store fordele ved en national koordineret indsats på området. Omvendt er det givet, at en koordineret indsamling af data vedrørende biodiversitetens tilstand ikke bør stå alene. En systematisk databaseret analyse af, hvilke naturområder, der skal prioriteres først, vil kunne bidrage til en mere effektiv opnåelse af regeringens hovedformål på naturområdet.

Der er derfor et stort behov for, at data fra overvågningsprogrammer samles og analyseres systematisk. Der bør således udarbejdes en samlet plan for, hvordan initiativer i forbindelse med Natura 2000-netværket, nationalparkerne m.m. skal standse nedgangen af biodiversitet i Danmark. Initiativerne bør som minimum omkostningsfastsættes jævnfør ovenstående diskussion, så grundlaget er til stede for effektivitetsanalyser. Og endelig bør tiltagene koordineres nationalt og implementeres effektivt fra nationalt plan ud til den enkelte jordejer.

Omkostningseffektivitet og implementeringssucces

Internationalt har forskere de seneste 20 år udviklet avancerede beslutningsstøttesystemer til at udpege de naturbeskyttelsesområder, hvor man så at sige får mest biologisk værdi for pengene. De har primært spillet en betydelig rolle i Australien (Pressey &



Sorthalsede lappedykkere i Brabrand Sø.

Taffs 2001, Watson m.fl. 2011), Sydafrika (Cowling & Pressey 2003) og Finland (Lehtomäki m.fl. 2009), men er anvendt af Conservation International, IUCN og andre NGO'er samt i forskningskredse i en lang række lande.

Der er dog også en stigende erkendelse af, at omkostningseffektivitetskriteriet ikke må stå alene, hvis det handler om at udpege potentielle naturområder. En integration af biologisk og økonomisk information sikrer ikke nødvendigvis, at en implementering af en naturbeskyttelsesstrategi er succesfuld. Her er der brug for en anden tilgang, der systematisk indarbejder information om de faktorer, der kan spille en betydelig rolle, når man skal øge jordejeres motivation for at deltage i naturbeskyttelsesinitiativer, da langt størstedelen af de interessante naturområder er privatejede. Prioriteringen er nødt til at blive foretaget i en bredere planlægningsmæssig sammenhæng (Knight & Cowling 2007) ved at kortlægge og analysere en række sociale, økonomiske, kulturelle og politiske faktorer, der er afgørende for en succesfuld implementering af indsatsen. Ud over de biologiske potentialer og naturbeskyttelsesomkostningerne (Ando m.fl. 1998, Polasky m.fl. 2000) er det vigtigt at inddrage information om fx implementeringsomkostninger ved brug af forskellige styringsmidler (Frazee m.fl. 2003, Pence m.fl. 2003, Wilson m.fl. 2007), incitamenter, barrierer og jordejeres villighed til at deltage i naturbe-

skyttelse (Winter m.fl. 2005, Boon m.fl. 2010, Guerrero m.fl. 2010, Christensen m.fl. 2011), ressourcerne til lokal rådgivning (Knight & Cowling, 2007) eller entreprenøregenskaber og sociale netværk mellem jordejere eller aktører (Seidl m.fl. 2003). Christensen m.fl. (2011) undersøgte landmænds incitamenter til indgå frivillige aftaler om reduktion af pesticidanvendelsen og fandt, at en større fleksibilitet i ordningerne med hensyn til tidsperioden jordejeren er bundet af aftalen, samt bedre rådgivning, er faktorer, der kan mindske barriererne for at indgå aftaler. Utsigtede effekter af enkeltbetalingsordningen og cross-compliance kravet medfører også barrierer for landmændenes indgåelse af disse aftaler.

Anbefalinger

Jordens biologiske ressourcer er under stærkt pres. Vi lever i en tid med stort tab af biologisk mangfoldighed, hvor arter uddør med op mod en faktor 1000 gange højere hastighed end den normale baggrundsrate. På den baggrund har EU-kommissionen vedtaget en ambitiøs 2020-målsætning for biodiversitet, som skal implementeres i de enkelte lande. FN udnævnte i januar 2011 årtiet frem til 2020 som The International Decade on Biodiversity. Danmark er i forhold til størrelsen et rigt land i Europa mht. biodiversitet. Danmark er også et af de mest intensivt udnyttede lande rent arealmæssigt. Som konsekvens er 20-40 % af de dan-

ske arter truede, og kun 32 % af de danske arter udpeget af EU som særlige ansvarsarter har gunstig bevaringstilstand (Ejrnæs m.fl. 2011). Danmark står således over for store udfordringer på biodiversitetsområdet. I kapitel 1.4 er det anskueliggjort, at der er store samfundsøkonomiske gevinster forbundet med investering i en bedre natur og bedre vilkår for biodiversiteten. Hvis der systematisk indsamles viden om naturbeskyttelsens omkostninger, omkostningseffektiviteten ved forskellige beskyttelsesstrategier, deres variabilitet og rumlige sammenhænge, kan man opnå et grundlag for at anviser en omkostningseffektiv handlingsplan, der kan bidrage til en dansk indsats for EU-ambitionerne. Foretages der endvidere en rumlig kobling mellem forskellige økosystemtyper og beskyttelse af biodiversiteten, kan en sådan handlingsplan pege på potentielle win-win situationer. Der er endvidere brug for at indarbejde usikkerhed, så man kan lave en faglig vurdering af, om brandmandens lov eller mere langsigtede strategier er de mest egnede og omkostningseffektive på sigt.

Referencer

- Ando, A., J. Camm, S. Polasky & A. Solow 1998: Species distributions, land values, and efficient conservation. – *Science* 279: 2126-2128.
- Anthon, S., P. Bogetoft & B.J. Thorsen 2007a: A Bureaucrat's Procurement Strategy: Budget Constraints and Rationing. – *Annals of Public and Cooperative Economics* 78: 221-244.
- Anthon, S., P. Bogetoft & B.J. Thorsen 2007b: Socially Optimal Procurement with Tight Budgets and Rationing. – *Journal of Public Economics* 91: 1625-1642.
- Bladt, J., N. Strange, J. Abildtrup, J.C. Svenning & F. Skov 2009: Conservation efficiency of geopolitical coordination in the EU. – *Journal for Nature Conservation* 17: 72-86.
- Boon, T.E., S.W. Broch & H. Meilby 2010: How financial compensation changes forest owners' willingness to set aside productive forest areas for nature conservation in Denmark. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 564-573.
- Christensen, T., A.B. Pedersen, H.Ø. Nielsen, M.R. Mørkbak, B. Hasler & S. Denver 2011: Determinants of farmers' willingness to participate in subsidy schemes for pesticide free buffer zones – a choice experiment study. – *Ecological Economics* 70: 1558-1564.
- Cowling, R.M. & R.L. Pressey 2003: Introduction to systematic conservation planning in the Cape Floristic Region. – *Biological Conservation* 112: 1-13.
- Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Frazer, S.R., R.M. Cowling, R.L. Pressey, J.K. Turpie & N. Lindenberg 2003: Estimating the costs of conserving a biodiversity hotspot: a case-study of the Cape Floristic Region, South Africa. – *Biological Conservation* 112: 275-290.
- Guerrero, A.M., A.T. Knight, H.S. Grantham, R.M. Cowling & K.A. Wilson 2010: Predicting willingness-to-sell and its utility for assessing conservation opportunity for expanding protected area networks. – *Conservation Letters* 3: 332-339.
- Hansen, L.B., M. Källström, S.L. Jørgensen & B. Hasler 2011: Vådområders omkostningseffektivitet. En erfaringsopsamling og analyse af at gennemføre vådområdeprojekter under Vandmiljøplan I og II. – Faglig rapport fra DMU nr. 835.
- Hasler, B., L.P. Christensen, L. Martinsen, M. Källström, G. Levin, A. Dubgaard & H.L. Jespersen 2011: Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebehov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3. – Teknisk Notat vedr. Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. – Naturstyrelsen.
- Knight, A.T. & R.M. Cowling 2007: Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. – *Conservation Biology* 21: 1124-1126.
- Larsen, F.W., A.H. Petersen, N. Strange, M.P. Lund & C. Rahbek 2008: A quantitative analysis of biodiversity and the recreational value of potential national parks in Denmark. – *Environmental Management* 41: 685-695.
- Lehtomäki, J., E. Tomppo, P. Kuokkanen, I. Hanski and A. Moilanen 2009: Planning of forest conservation areas using high-resolution GIS data and software for spatial conservation prioritization. – *Forest Ecology and Management* 258: 2439-2449.
- Møller, F. 1996: Værdisætning af miljø-goder. – Jurist- og Økonomiforbundet.
- Naidoo, R., A. Balmford, P.J. Ferraro, S. Polasky, T.H. Ricketts & M. Rouget 2006: Integrating economic costs into conservation planning. – *Trends in Ecology & Evolution* 21: 681-687.
- Pence, G.Q.K., M.A. Botha & J.K. Turpie 2003: Evaluating combinations of on-and-off-reserve conservation strategies for the Agulhas Plain, South Africa: a financial perspective. – *Biological Conservation* 112: 253-273.
- Polasky, S., J.D. Camm, A.R. Solow, B. Csuti, D. White & R.G. Ding 2000: Choosing reserve networks with incomplete species information. – *Biological Conservation* 94: 1-10.
- Pressey, R.L. & K.H. Taffs 2001: Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplacability and vulnerability to vegetation loss. – *Biological Conservation* 100: 355-376.
- Schou, J., B. Hasler & L.G. Hansen 2005: Styringsmidler i naturpolitikken. Miljø-økonomisk analyse. – Faglig rapport fra DMU 584.
- Seidl, I., O. Schelske, J. Joshi & M. Jenny 2003: Entrepreneurship in biodiversity conservation and regional development. – *Entrepreneurship and Regional Development* 15: 333-350.
- Strange, N., C. Rahbek, J.K. Jepsen & M.P. Lund 2006: Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus regional reserve selection in Denmark. – *Biological Conservation* 128: 455-466.
- Strange, N., J.B. Jacobsen, B.J. Thorsen & P. Tarp 2007: Value for money: Protecting endangered species on Danish heathland. – *Environmental Management* 40: 761-774.
- Watson, J.E.M., M.C. Evans, J. Carwardine, R.A. Fuller, L.N. Joseph, D.B. Segan, M.F.J. Taylor, R.J. Fensham & H.P. Possingham 2011: The Capacity of Australia's Protected-Area System to Represent Threatened Species. – *Conservation Biology* 25: 324-332.
- Wilson, K.A., E.C. Underwood, S.A. Morrison, K.R. Klausmeyer, W.W. Murdoch, B. Reyers, G. Wardell-Johnson, P.A. Marquet, P.W. Rundel, M.F. McBride m.fl. 2007: Conserving biodiversity efficiently: What to do, where, and when. – *Plos Biology* 5: 1850-1861.
- Wilson, H.B., L.N. Joseph, A.L. Moore & H.P. Possingham 2011: When should we save the most endangered species? – *Ecology Letters* 14: 886-890.
- Winter, S.J., K.J. Esler & M. Kidd 2005: An index to measure the conservation attitudes of landowners towards Overberg Coastal Renosterveld, a critically endangered vegetation type in the Cape Floral Kingdom, South Africa. – *Biological Conservation* 126: 383-394.

Biodiversitet i en retlig kontekst

Peter Pagh

Det Juridiske Fakultet, Københavns Universitet

Prolog

Retten og love er menneskeværk og rettet mod mennesker. Folketinget kan beslutte, at tyngdekraften ikke gælder i Danmark, men Folketingets beslutning kan ikke ophæve virkningen af de fysiske love. Og selv om Folketinget kan beslutte, at tilbagegangen i biodiversitet straks skal standse, er naturen en uregerlig størrelse. I en tid domineret af postmodernistiske forestillinger om, at lovgiver kan designe fremtiden efter eget valg, er disse elementære sandheder nyttige at erindre, når man overvejer, hvordan lovgivningen kan bidrage til at bevare biodiversiteten. Det er mennesker – ikke naturen – som retligt kan forpligtes. Naturen er ikke reguleringsobjektet, men beskyttelsesobjektet, hvor biodiversitet definerer det overordnede mål med beskyttelsen. Uanset konventionen om biologisk mangfoldighed i præambelen anerkender biodiversitetens 'intrinsic value', ændrer det ikke ved, at det er mennesket som art, der er målestok for, hvad der retligt beskyttes. Hverken hiv-virus eller malariamyg kan forvente at nyde godt af konventionen om biologisk mangfoldighed. Bæredygtig udvikling beskytter kun den biodiversitet, der er forenelig med de nuværende og kommende generationers fællesinteresse.

Indledning

Arbejdstitlen på dette bidrag til den samlede rapport er, hvordan lovgivningen kan bidrage til bevarelsen af biodiversitet med udgangspunkt i konklusionerne i rapportens del 2. Bidragene her godtgør, at biodiversiteten fortsat er i tilbagegang. Dette må i et juridisk perspektiv ses i lyset af, at der internationalt, i EU og i Danmark er vedtaget ganske mange regler, som netop har til formål at beskytte naturen og hindre tilbagegang i biodiversiteten. Så inden brugbarheden af de konkrete forslag i kapitlerne i del 2 overvejes, er der grund til at spørge, om der er noget galt med de mange regler, der er vedtaget for at beskytte naturen, eller om det er fordi, de mange regler ikke håndhæves. Det giver således

ikke meget mening at foreslå kaskader af nye regler, før man har et overblik over, hvad der gælder, og hvad der i givet fald er problemet med at anvende disse regler.

Internationale og EU-regler om beskyttelse af biodiversitet

De gældende regler om beskyttelse af biodiversitet deler sig i et internationalt lag, EU-regler og nationale regler, hvor de internationale regler og EU-reglerne kan siges at fastlægge et minimum for den beskyttelse, der kræves.

Internationalt er udgangspunktet konventionen om biologisk mangfoldighed fra 1992. Konventionen kræver, at staterne vedtager en strategi for at beskytte biodiversiteten, men stiller ikke nærmere krav ud over, at udnyttelsen af biodiversiteten skal være bæredygtig og baseret på suverænitetsprincippet, idet fordelene skal deles fair og lige (benefit sharing).¹ Biodiversitetskonventionen suppleres af en række specielle konventioner, der indeholder mere præcise krav til beskyttelsen af bestemte arter eller dele af naturen.²

Uanset at Danmark har tiltrådt konventionerne, betyder den danske forståelse af folkeretlige pligter, at de kun er bindende, når de er omsat til national ret. Dette kan forklare de beskedne tiltag i Danmark for at opfylde konventionerne, men er samtidigt udtryk for, at myndighederne tilsyneladende har overset, at EU har tiltrådt de fleste af konventionerne, og at EU's tiltrædelse betyder, at konventionernes regler er umiddelbart bindende som lov i Danmark i det omfang, konventionernes regler er tilstræk-

¹ Biodiversitetskonventionens generelle regler om benefit-sharing er udmøntet i Nagoya-protokollen fra 2010 om adgang til genetiske ressourcer og fair og lige deling af fordele ved udnyttelsen af genetiske ressourcer (se Koester 2011).

² Fx Bern-konventionen om beskyttelse af Europas vilde dyr og planter samt naturlige levesteder og Bonn-konventionen om beskyttelse af migrerende arter af vilde dyr – begge fra 1979, CITES-konventionen fra 1973 om handel med udryddelsestruede arter og Ramsar-konventionen om vådområder af international betydning særligt for vandfugle fra 1971.

keligt præcise og ubetingede.³ I forhold til de internationale forpligtelser til at beskytte biodiversiteten er problemet, at forpligtelserne ofte er upræcise, men også at forpligtelserne ikke tages særlig alvorligt og foreløbigt ikke selvstændigt er forsøgt håndhævet.

De vigtigste – men ikke de eneste – EU-regler om beskyttelse af biodiversitet er fuglebeskyttelsesdirektivet fra 1979 og habitatdirektivet fra 1992. Da direktiverne blev vedtaget, synes medlemsstaterne at have troet, at reglerne havde samme virkning som de mange internationale aftaler: De var udmærkede til pynt og selvanprisning, men uden bid og mulighed for håndhævelse. Siden har EU-domstolen afsagt over 70 domme, som viser, at EU's krav til naturbeskyttelse både er meget vidtgående, retligt bindende og samtidigt kan håndhæves af borgerne, hvis implementeringen i den nationale lovgivning eller myndighederne måtte svigte. Det må i denne sammenhæng understreges, at EU's strenge krav til naturbeskyttelse ikke alene gælder i de såkaldte Natura 2000-områder. Domstolens praksis viser, at en næsten lige så streng beskyttelse gælder for levesteder for bilag IV-arter, hvortil kommer, at der skal udpeges nye fuglebeskyttelsesområder omfattet af Natura 2000-beskyttelsen, hvis truede fuglearter eller trækfugle foretrækker nye steder.

Det må konstateres, at EU-reglerne kun fodslæbende et blevet omsat til dansk lovgivning og tillige misforstået af myndighederne. Først i 2004 blev der i naturbeskyttelseslovens kapitel 2a etableret en (i øvrigt mangelfuld) retlig ramme for beskyttelse af Natura 2000-områder. Vi skulle helt frem til 2009, før der blev vedtaget regler i naturbeskyttelseslovens § 29a, som modsvarer den af EU krævede beskyttelse af beskyttede arter og deres levesteder. Og nu to år efter er reglen fortsat overset i Natur- og Miljøklagenævnets praksis. På baggrund af den meget sene og mangelfulde danske gennemførelse og håndhævelse af EU's krav til naturbeskyttelse er det ikke muligt empirisk at afgøre, i hvilken udstrækning disse regler effektivt kan beskytte biodiversiteten i Danmark.⁴ Der er næppe tvivl om, at en dansk overholdelse af EU-reglerne ville have gjort en betydelig forskel. Men samtidig er det nærliggende at antage, at det europæiske perspektiv på biodiversitet, der danner grundlag for EU-kravene, ikke nødvendigvis modsvarer et dansk perspektiv på biodiversitet. Der vil formentlig derfor i alle tilfælde være behov for supplerende nationale regler, der beskytter arter og naturtyper, som i en dansk biodiversitets-kontekst må anses for væsentlige.

Dansk lovgivning om biodiversitet

Den gældende danske lovgivnings beskyttelse af biodiversiteten ligner et kludetæppe af overlappende og delvist modstridende regler. Hermed sigtes ikke alene til, at beskyttelsen er reguleret i en række love, der ikke indbyrdes er afstemt, og at beskyttelsen på søterritoriet søges løst ved en række sektorlove. Også inden for de enkelte love er situationen kaotisk. Alene naturbeskyttelsesloven har for at beskytte biotoper seks forskellige overlappende og modstridende ordninger med forskellige kompetente

myndigheder. De seks ordninger er (anført med oplysning om, hvem der er den kompetente myndighed i [], og hvornår ordningen oprindelig er vedtaget):

1. Fredninger efter kapitel 6 [fredningsnævn], 1917.
2. Generel biotopbeskyttelse efter § 3 med forbud mod tilstandsændringer [kommunerne], 1972/1977.
3. Naturplejeordninger efter § 55 [Naturstyrelsen], 1989.
4. Særlig beskyttelse af Natura 2000-områder efter kapitel 2a [kommunerne], 2004.
5. Ansvar for miljøskader på Natura 2000-områder og beskyttede arter efter kapitel 11a [kommunerne og statslige miljøcentre], 2008.
6. Generel beskyttelse af EU-beskyttede arters levesteder efter § 29a [statslige miljøcentre] 2009.

For de enkelte lodsejere har det ganske stor betydning, hvilke regler i naturbeskyttelsesloven der anvendes for at beskytte natur og biodiversitet. Ved fredning får lodsejeren fuld erstatning, mens det generelle og umiddelbare forbud mod tilstandsændringer i § 3-beskyttede biotoper har karakter af erstatningsfri regulering. Til gengæld hindrer forbuddet ikke lodsejeren i at fortsætte en hidtidig lovlig råden over sin ejendom – og det gælder uanset om en sådan lovlig råden medfører, at § 3-biotopen vokser ud af beskyttelsen. Plejeaftaler er frivillige, og her får lodsejeren økonomisk kompensation.

Rådighedsbegrænsninger som følge af Natura 2000-områdebeskyttelsen er i nogle tilfælde afhængige af påbud efter §§ 19e og 19f, men giver i så fald lodsejeren krav på fuld erstatning efter § 19g. Det generelle og umiddelbare forbud mod at beskadige EU-beskyttede arters levesteder efter § 29a er ikke ledsaget af nogen erstatning, men i erkendelse af, at indgrebet i nogle tilfælde kan være ekspropriativt, henviser motiverne ejeren til at søge erstatning ved domstolene direkte på grundlag af grundlovens § 73. Hvis ejerens eller forpagterens brug af en ejendom medfører miljøskade fx på en mose, og mosen er et vigtigt levested for den spidsnudedede frø, skal ejeren betale for genopretning af biotopen, selv om den skadevoldende brug var lovlig, idet der for disse skader gælder en simpel uagtsomhedsnorm og for fx større husdyrbrug et objektivt erstatningsansvar. Kun hvis den skadevoldende aktivitet er godkendt efter de særlige regler om konsekvensvurdering i habitatdirektivets artikel 6(3) eller kontrolreglerne i direktivets artikel 16, vil ejeren være ansvarsfri. For en lodsejer med en mose gør det derfor en betydelig forskel, efter hvilken af de seks ordninger beskyttelsen af mosen som biotop skal bedømmes.

Naturbeskyttelseslovens forskellige ordninger er udtryk for forskellige tiders retlige syn på naturen, hvilket har bevæget sig fra, at beskyttelsesobjektet var naturen som besøgsobjekt til, at beskyttelsesobjektet er biodiversitet. Det var først omkring begyndelsen af 1970'erne med § 3-beskyttelsen, at beskyttelsen af vilde dyr og planters levesteder fik plads i lovgivningen. Det generelle forbud mod tilstandsændringer sigtede mod at hindre opfyldning eller dræning af moser og vandhuller, således at den hidtidige anvendelse kunne fortsætte som hidtil, uanset om det betød, at biotopen voksede ud af beskyttelsen. Udformningen af § 3-beskyttelsen betød, at indgrebet i ejendomsretten kunne anses for erstatningsfrit for staten og kunne under datidens forhold

3 Se EU-domstolens dom sag C-213/03 og C-240/09 og uddybende Pagh (2011) samt Pagh (2006a, 2006b).

4 Uddybende om den mangelfulde danske gennemførelse af EU's krav til naturbeskyttelse; se Pagh (1997, 1998, 2001, 2005, 2006, 2008, 2010), Koester (1998a, 1998b, 2009), Anker (2006) og Kammeradvokaten (2002).

Overdrev er nogen af de blomsterrigeste naturtyper i Danmark, her med hulkravet kodriver, kornet stenbræk, mark-frytle, krat-viol og sand-mælkebøtte.



forsvares med, at landbruget ikke var særlig industrialiseret, hvorfor rådighedsbegrænsningernes geografiske udstrækning som udgangspunkt kun omfattede den beskyttede biotops område. Indførelsen af plejeaftaler i 1989 var udtryk for en erkendelse af, at forbud ikke er tilstrækkeligt, og at naturpleje også kan kræve aktive positive bevaringsforanstaltninger, hvorfor der blev indført regler om plejeaftaler, hvor ejeren mod betaling fra staten påtager sig en forpligtelse til bestemte foranstaltninger for at bevare naturen. Fælles for alle tre gamle ordninger var og er, at den konkrete beslutning om beskyttelse beror på en bredere samfundsmæssig afvejning, hvori bl.a. indgår samfundsøkonomiske, privatekonomiske og rekreative hensyn som offentlighedens adgang.

Implementeringen af EU-reglerne i dansk ret

Konfronteres den 'gamle' danske tilgang til naturbeskyttelse med EU-direktiverne, er forskellen slående. Dette gælder både kriteri-

erne for, hvad der beskyttes, og for hvornår beskyttelsen skal fraviges. Efter EU-reglerne er der to former for beskyttelse af levesteder. Den ene er den specielle beskyttelse af Natura 2000-områder, hvis udlægning og afgrænsning alene bestemmes af økologiske kriterier, og hvor det er ulovligt at inddrage samfundsøkonomiske eller rekreative hensyn, jf. sag C-44/95. Den anden form for beskyttelse er den **generelle beskyttelse** af beskyttede arters levesteder, hvor det er den spidssnude frøs og andre bilag IV-arters 'valg' af leve- og ynglested, der bestemmer, om et område er beskyttet, hvilket i sidste ende kan forhindre et byggeri. Til sammenligning beror fredning og plejeaftaler på samfundsøkonomiske hensyn, mens § 3-beskyttelsen i mindre udstrækning åbner plads for sådanne hensyn.

Også den geografiske beskyttelse er forskellig. EU's krav til beskyttelse gælder uden forskel på, om en potentiel skadevoldende aktivitet sker uden for eller inden for det beskyttede areal,

mens fredning, plejeaftaler og til dels også § 3-beskyttelsen er todimensional. Tilsvarende går den tidsmæssige udstrækning af EU's beskyttelse videre end de gamle danske regler, da beskyttelsen også omfatter hidtil lovlige aktiviteter. EU-reglerne har tillige udbygget den forebyggende beskyttelse med særlige forudgående undersøgelseskrav. For Natura 2000-områder kræves konsekvensvurdering af ethvert projekts mulige påvirkning på området, medmindre en væsentlig skadelig virkning på forhånd helt kan udelukkes. Selv om beskyttelsen kan fraviges af hensyn til bydende nødvendige samfundshensyn, når der ikke er alternativer, kræver en sådan fravigelse, at der er gennemført en konsekvensvurdering af det ansøgte projekts påvirkning af Natura 2000-området, at der ikke er alternativer, at der iværksættes kompenserende foranstaltninger, og at Kommissionen underrettes og ved en udtalelse accepterer indgrebet.

Samlet kendetegnes EU's beskyttelse af biodiversitet ved, at det er økologiske kriterier, der afgør, hvad der beskyttes, hvor fravigelsen af beskyttelsen er undergivet strenge procedurer, risikovurdering og faste retlige kriterier. I sammenligning hermed ligner den traditionelle danske tilgang til beskyttelse af biodiversitet en slags Hjallerup Marked, hvor beskyttelse og fravigelse af beskyttelsen af biodiversitet flyder sammen i en slags forhandlingskultur. Mens en sådan købslåen er en velegnet retlig ramme for Hjallerup Markeds behov for hurtig omsætning, er den uegnet til at beskytte biodiversitet, der har brug for langsigtede og vedvarende løsninger.

Det danske regelkaos

Den danske tilgang til beskyttelse af biodiversitet er samtidig en del af forklaringen på, at vi er endt i et sådant regelkaos, at der næppe findes myndigheder, der har fuldt overblik over relevante ordninger, og hvornår de skal anvendes. De mange og modstridende regler er resultatet af, at de gamle regler bevares, EU-regler implementeres og diverse mærkesager har deres egen lille plads hist og pist i lovgivningen. De praktiske konsekvenser ses bl.a. i de mange husdyrbrugssager, der i stort tal påklages til Natur- og Miljøklagenævnet og ender med hjemvisning – ofte fordi de skadelige virkninger på Natura 2000-områder eller anden beskyttet natur ikke er tilstrækkelig belyst grundet kommunernes misforståelser af regelgrundlaget.⁵ Usikkerheden om retsstillingen udsætter nødvendige investeringer i forureningsbegrænsende tiltag, hvilket både rammer erhverv og natur.

Miljøministeriet har lovet, det skulle blive bedre med de kommende Vand- og Natura 2000-planer, der skulle sikre en langsigtet stabil og forudsigelig tilgang til naturbeskyttelse. Sådant forholder det sig ikke. De planer, der har været i høring, ligner mere politisk spin med anprisning af egen fortræffelighed frem for alvorligt gennemtænkte løsninger på, hvordan biodiversiteten beskyttes, og hvordan man sørger for, at byrden ved beskyttelsen ikke rammer enkelte urimelig hårdt. Det må i denne sammenhæng erindres, at hvis en streng beskyttelse af naturen rammer vilkårligt, er der ingen grund til at tro, at den virker; snarere tværtimod. Hvis fx en ejer, der netop har investeret i en byggegrund, opdager, at den spidssnude frø har taget ophold på ejendommen, kan naturbeskyttelseslovens § 29a betyde, at der ikke kan bygges. Der skal

ikke meget menneskekundskab til for at forudsige, at ejeren vil gøre sit til, at den spidssnude frø forsvinder og ikke fremover vender tilbage. Så når der i § 29a er vedtaget en streng beskyttelsesordning uden erstatning, kan det meget vel ende med, at det er beskyttelsen af biodiversiteten, der betaler prisen. Og når Vand- og Natura 2000-planerne alene indeholder luftige betragtninger om instrumenter som skal sikre beskyttelsen, men viger uden om de ubehagelige spørgsmål, er det igen en udsættelse af de ubehagelige svar til en ukendt fremtid.

Konklusion

Så nej, der er ingen hurtige genveje til at beskytte biodiversiteten. Det kræver langsigtede og stabile løsninger. I dag er vi taknemmelige, fordi vore forfædre efter tabet af den danske flåde under Napoleonskrigene vedtog skovfredningsloven og plantede træer, som først her knap 200 år efter er klar til fældning. Her rækker hverdagens politiske hovsa-løsninger ikke langt. Den hidtidige erfaring tyder også på, at det ikke er en farbar vej med nye specialregler for skove, vådområder, havet eller andre af de aspekter, som er belyst i kapitlerne i del 2. Der er mange nyttige ideer, men hvis de ikke skal ende med at gøre mere skade end gavn, skal de netop ikke anvendes fragmentarisk, men bør indgå i en samlet reform, der sigter mod en sammenhængende retlig ramme for en langsigtet beskyttelse af biodiversitet i Danmark.

Referencer

- Anker, H.T. 2006: Naturbeskyttelseslovgivningen. Side 337-462 i E.M. Basse (red.): Miljøretten 2, DJØF-forlag.
- Kammeradvokaten 2002: Responsum om implementering af habitatdirektivet i dansk ret. – Kammeradvokaten.
- Kammeradvokaten 2010a: Notat af 5/7 2010 om erfaringer med husdyrgodkendelsesloven. – Kammeradvokaten.
- Kammeradvokaten 2010b: Notat af 24/9 2010 om referenceanalyse af EU-retlige rammer for regulering af husdyrbrug. – Kammeradvokaten.
- Koester, V. 1998a: Mere om EU's beskyttelse af vilde fugle. – Ugeskrift for retsvæsen 1998B: 75-85.
- Koester, V. 1998b: Duplik om fuglebeskyttelse. – Ugeskrift for retsvæsen 1998B: 345-347.
- Koester, V. 2009: Naturbeskyttelsesloven med kommentarer. – DJØF forlag.
- Koester, V. 2011: Nagoya-protokollen om genetiske ressourcer. – Juristen 2011: 106-118.
- Moe, M. 2007: Miljøret – miljøbeskyttelse (6. udg.). – Forlaget Thomson.
- Pagh, P. 1997: EU's beskyttelse af vilde fugle og fisk: indgribende betydning for arealanvendelsen. – Ugeskrift for retsvæsen 1997B: 511-523.
- Pagh, P. 1998: Replik om fuglebeskyttelse. – Ugeskrift for retsvæsen 1998B: 182-185.
- Pagh, P. 2001: Responsum til Naturrådet om dansk gennemførelse af habitatdirektivet artikel 6. – Naturrådet.
- Pagh, P. 2005: Bestemmer ejeren eller den spidssnude frø. – Ugeskrift for retsvæsen 2005B: 25-32.
- Pagh, P. 2006: Nye EF-domme om naturbeskyttelse og åbningsskrivelse mod Danmark. – Tidsskrift for Miljø 2006: 494-499.
- Pagh, P. 2006a: Lærebog i miljørettens almindelige del. – DJØF forlag.
- Pagh, P. 2006b: EU's institutionelle ramme og betydning. Side 195-282 i E.M. Basse (red.): Miljøretten 1. – DJØF forlag.
- Pagh, P. 2008: Nye EF-domme om fuglebeskyttelse kræver ændret dansk lovgivning. – Tidsskrift for Miljø 2008: 67-77.
- Pagh, P. 2010: Nye EF-domme om beskyttelse af Natura 2000 områder mod bestående virksomhed. – Tidsskrift for Miljø 2010: 154-160.
- Pagh, P. 2010: Hvornår mener Miljøklagenævnet VVM-direktivet har direkte effekt – kommentar til nævnets praksis i husdyrbrugssager. – Tidsskrift for Miljø 2010: 493-503.
- Pagh, P. 2011: Om direkte effekt af søgsmålsadgang efter Århus-konventionen. – Tidsskrift for Miljø 2011: 178-187.
- Revsbech, K. & A. Puggaard 2008: Lærebog i miljøret (4. udg.). – DJØF forlag.

5 Se Kammeradvokaten (2010a, 2010b) og Pagh (2010).

Danmarks biodiversitets fremtid

- de væsentligste udfordringer og højest prioriterede virkemidler

Carsten Rahbek¹, Peder Agger², Hans Henrik Bruun¹, Rasmus Ejrnæs³,
Kaj Sand-Jensen⁴, Niels Strange⁵ og Jens-Christian Svenning⁶

¹Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Biologisk Institut, Københavns Universitet

²Institut for Miljø, Samfund og Rumlig Forandring, Roskilde Universitet

³Biodiversity & Conservation, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

⁴Ferskvandsbiologi, Biologisk Institut, Københavns Universitet

⁵Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Skov & Landskab, Københavns Universitet

⁶Økoinformatik & Biodiversitet, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Indledning

Denne rapport fremlægger et bredt udsnit af danske fageksperters samlede vurderinger af **Hvordan vi bedst muligt kan forbedre forvaltningen af Danmarks biodiversitet**. Vores forståelse af biodiversitet følger den alment accepterede definition fra FN's konvention fra 1992, som er **"mangfoldigheden af levende organismer fra alle kilder, herunder bl.a. terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske strukturer, de indgår i; dette omfatter mangfoldigheden inden for de enkelte arter og mellem arterne samt økosystemernes mangfoldighed."**

Forfatterne giver i denne rapport en status, der inddrager faglig viden om biologi, miljøøkonomi og jura, idet det bemærkes, at der ikke er gennemført egentlige nye analyser med henblik på denne rapport. Forfatterne trækker derfor alene på den offentliggjorte litteratur og deres årelange erfaringer. Da national indsamling af data og opbygning af viden på området ikke har haft høj prioritet i Danmark, mangler vi i mange tilfælde sikker dokumentation fx for arternes status og udvikling. Alligevel mener vi at kunne fremlægge mere sikre vurderinger med vores samlede faglige viden end det grundlag, myndighederne i øjeblikket benytter i forvaltningen af Danmarks biodiversitet.

Hvert kapitel rummer en række konkrete bud på de største udfordringer for både at sikre fremtidens biodiversitet i Danmark

og samtidig kunne leve op til de nationale målsætninger og den internationale lovgivning på området. De danske politikere og regeringer har i de sidste årtier i offentligheden altid bakket op om sikring af biodiversiteten i Danmark, men ude i verden finder man det påfaldende, hvor beskeden den konkrete danske indsats har været for at sikre biodiversiteten her i landet. Derimod er der i betydeligt omfang gennemført initiativer, som kun kan lede til et fortsat tab af Danmarks biodiversitet. Vi forventer imidlertid, at der kommer et forstærket fokus på forvaltningen af vores egen biodiversitet, når Danmark i 2012 har formandskabet i EU, så vi på troværdig vis kan koordinere EU's samlede politik på biodiversitetsområdet. De opgaver, som vi står overfor, omfatter ikke mindst implementeringen af EU's 2020-biodiversitetsmålsætninger (jvf. aftale fra COP10-mødet i oktober 2010 i Nagoya, Japan). Under Danmarks formandskab skal EU desuden være drivkraft i formuleringen af EU's forslag og holdninger til etableringen af *Intergovernmental Panel for Biodiversity and Ecosystem Services* (IP-BES), der skal oprettes i FN-regi. Disse udfordringer udspringer af, at FN's 65. generalforsamling den 21. december 2010 erklærede, at januar 2011 indledte *"the International Decade on Biodiversity."*

For at opnå en markant bedre forvaltning af biodiversiteten i Danmark er det nødvendigt at erkende biodiversitetens fortsatte tilbagegang og udbredt miserable tilstand og derefter gøre noget reelt ved problemerne. I Danmark må vi derfor indse, at

den udbredte selvforståelse, at vi er et af verdens bedste lande, hvad angår biodiversitet, ganske vist er politisk bekvem, men i realiteten er usand og hviler på grove fejltolkninger (se Tabel 1). Vi håber, at dette kapitel kan bidrage positivt til selvransagelse og en større politisk velvilje og samarbejde mellem de forskellige nationale og kommunale politiske aktører. Danmarks biodiversitet er et anliggende for alle landets borgere. Her lever og udfolder vi os til daglig og skal forhåbentlig ikke rejse ud og lægge vores penge i udlandet for at få gode oplevelser og kunne leve et aktivt liv i landskabet og i en rig natur. I tillæg til snævre egocentriske betragtninger om naturens værdi for os mennesker, har biodiversiteten også en iboende egenværdi og eksistensberettigelse, som også er anerkendt i biodiversitetskonventionen. Danmarks biodiversitet kan derfor ikke varetages ud fra snævre erhvervsøkonomiske interesser, men må overordnet sikres af alle landets politikere med en bredt forankret og langsigtet politisk aftale.

Danmark et rigt og fattigt land

Danmark er et rigt land – også med hensyn til biologisk mangfoldighed (biodiversitet). I forhold til sin lidenhed huser Danmark bemærkelsesværdigt mange arter, flere end 30.000. Vores flora og fauna består af arter fra tre såkaldt biogeografiske regioner: den boreale (Den Skandinaviske Halvø og østover), den atlantiske (dvs. arter fra det kystnære Vesteuropa) og den centraleuropæiske zone (dvs. arter fra det centrale og kontinentale Europa).

Til gengæld er Danmark et fattigt land, hvis man ser på vores indsats de sidste årtier med at tage vare på landets biodiversitet. Danmark var et af de første lande, der underskrev konventionen om biologisk mangfoldighed fra 1992. Lige siden har skiftende regeringer haft bevaring af dansk biodiversitet som en af de erklærede primære naturpolitiske målsætninger. Vi har i Danmark holdt høj offentligt profil i forbindelse med EU's aftale i 2002 i Göteborg om at stoppe tabet af biodiversitet inden 2010 – og har det nu igen omkring de nye EU 2020-målsætninger – men indsatsen ude i naturen har været helt utilstrækkelig.

Det står skidt til med indsatsen i Danmark

Den hidtidige konkrete indsats og prioritering står i grell modsætning til de udtalte og høje politiske målsætninger på området. Danmark har 20 år efter underskrivelsen af konventionen i Rio ingen plan, ingen generel kortlægning af biodiversiteten, ingen taksonomisk og landskabsmæssigt repræsentativ monitoring og ingen fokuseret strategisk videns- og forskningsindsats på biodiversitetsområdet. Hvis vi derfor et øjeblik kigger indad, kan man kort konkludere, at det er svært at sikre biodiversiteten i Danmark, når vi

1. mangler basal viden om, hvor arterne og deres levesteder findes,
2. mangler at definere konkrete danske mål,
3. ikke har en konkret plan og strategi for at nå egne, EU's og FN's mål,
4. mangler at opstille biodiversitetsindikatorer i forhold til at nå målene,
5. mangler en national biodiversitetsmonitoring, der som **udgangspunkt** har sin fokus på monitoring af biologisk mangfoldighed og ikke kun arter eller naturtyper, hvor man har særlige forpligtelser (der er behov for en monitoring, der er

repræsentativ for den biologiske mangfoldig af alle arter på tværs af alle organismegrupper og repræsentativ for alle naturtyperne i det danske landskab),

6. ikke har investeret tilstrækkeligt i forskningsbaseret viden og data,
7. mangler afstemning mellem dansk lovgivning og tvær-institutionelle tiltag,
8. mangler en sammentænkning af produktionslovene (Skovloven, Landbrugsloven, Fiskeriloven) og beskyttelseslovene (Naturbeskyttelsesloven, Planloven) og
9. fortsat har en utilstrækkelig koordinering af biodiversitets-hensyn imellem forskellige offentlige institutioner og samfundsmæssige sektorer, og
10. mangler viden om effektive instrumenter og incitamenter til omkostningseffektiv implementering af biodiversitets mål, lokalt og nationalt.

Der mangler ganske enkelt en fokuseret indsats som opfølgning på de internationale aftaler. Den kan kun opnås ved en prioritering af de nødvendige ressourcer og en målrettet og specifik indsats i forhold til biodiversitetsområdet. Hidtil har man krydset fingre og håbet på, at biodiversiteten ville sikres som en sidegevinst, når vi gjorde noget ved andre problemstillinger inden for forurening, klima og miljø. Men sådan fungerer naturen ikke. At lave bynær skovrejsning på den måde, det gøres nu, giver os primært noget grønt at se på, øger vores velbefindende og værdien af vores huse, men hjælper kun i begrænset omfang den truede biodiversitet. Det tager lang tid at genskabe de truede arters levesteder: en moden skovbund, et gammelt hult egetræ, en naturlig skovlysning og store døde træstammer. Derfor vil det generelt tage mange årtier, før de nyplantede skove vil kunne bidrage til overlevelsen af de truede og sjældne arter. Tilsvarende vil de nye vådområder i ådalene, som anlægges for at omsætte kvælstof fra markernes drænvand og dermed bidrage til at løse et næringsstofproblem i søer og fjorde, ikke nødvendigvis gøre noget godt for den truede biodiversitet. Tværtimod er der risiko for, at de placeres på en måde, hvor de gør skade på eksisterende natur i ådalene ved at optage plads og ved at medføre intern eutrofiering ved frigivelse af fosfor. Udlæggelse af ny natur kan ikke erstatte beskyttelse af eksisterende natur med lang kontinuitet og skal tilrettelægges med biodiversitet som fokus, hvis det virkelig skal hjælpe på biodiversitetens tilstand i Danmark.

Dertil kommer, at de biologiske og socioøkonomiske trade-offs imellem forskellige tiltag på klima-, miljø- og biodiversitetsområdet er stærkt varierende. I forhold til sikring af biodiversiteten er der en verden til forskel på, om man placerer en homogen, sprøjtebehandlet produktion af energipil på en brakmark, eller om den lægges på en afgræsset våd eng, et tørt overdrev eller måske en næringsfattig hede. Det blev allerede vist ved analyserne i Det Økonomiske Råds vismandsrapport fra foråret 2001. Den danske indsats for biodiversitet er yderst mangelfuld og meget lidt omkostningseffektiv – fordi den primært har haft andre formål end at beskytte biodiversitet. I stedet kan der være ekstra økonomiske fordele ved at sammentænke biodiversitetsbeskyttelsen med miljøgevinster. Beskyttelse af eksisterende naturarealer vil kunne få de rekreative værdier til at vokse ganske betydeligt, både i det åbne land og hvor naturarealer findes tæt ved byerne. Samtidig

Tabel 1. Større rapporter om forvaltning af biodiversitet i Danmark og deres konklusioner gengivet og opdateret fra Naturens tilstand i Danmark (Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab 2010) med kilderne nævnt i referencelisten.

Rapport	År	Tilstrækkelig indsats	Tilstrækkelig viden	Naturens tilstand
OECD's Environmental Performance Review	1999	Nej	Nej	
Naturrådets trilogi 'Dansk Naturpolitik'	2000	Nej	Nej	Dårlig
DØR's Økonomiske Vismandsrapport	2000	Nej	Nej	
Wilhelmudvalgets konsensusrapport	2001	Nej	Nej	Dårlig
Petersen m.fl. (Nationalparkrapport)	2005	Nej	Nej	
Teknologirådets biodiversitetshøring for Folketinget	2007	Nej	Nej	Dårlig
OECD's Environmental Performance Review	2007	Nej	Nej	Dårlig
DK's artikel 17-rapp. til EU om habitatdirektivet	2007	Nej	Nej	Dårlig
DMU's Natur og Miljø statusrapport	2009	Nej	Nej	Dårlig
Danmarks natur 2010, Det Grønne kontaktudvalg	2010	Nej	Nej	Tilbagegang
Danmarks 4. Landerapport til FN om biodiversitet	2010	-	-	Tilbagegang
Danmarks Biodiversitet 2010, Aarhus Universitet	2011	Nej	Nej	Tilbagegang

vil bevarelse af naturarealer kunne levere et stort samfundsøkonomisk bidrag ved at sikre rent grundvand tæt ved byer og andre områder med stor efterspørgsel.

Resultatet af det hidtidige manglende fokus i indsatsen er evidencen. Den danske biodiversitet er i stadig tilbagegang (se Fig. 1).

Som konsekvens er 20-40 % af de danske arter truede. Det er et højt tal. Det står ikke bedre til for det fåtal af arter og naturtyper, som EU har defineret et særlig ansvar for. Selvom alle EU-lande har pligt til at sørge for, at disse arter har gunstig bevaringsstatus, er det her i landet kun tilfældet for ca. 1/3 af arterne og under 1/5 af naturtyperne. Summen af problemernes omfang og den manglende indsats er, at i tusindvis af danske arter er truede, og at kvaliteten af vores naturtyper forringes. Danmark står sig bemærkelsesværdigt dårligt i en sammenligning med andre europæiske lande (se Fig. 2).

De gode nyheder – vejen frem

Selvom vi mangler megen viden om praktisk implementering af forvaltning, status og udvikling af biodiversitet, er der også gode nyheder. Vi ved, hvad de overordnede problemer er. Vi ved også i store træk, hvad der skal gøres. Og man kan få meget biodiversitet for pengene. Netop dette var indholdet og budskabet af Teknologirådets (2007) *Høring for Folketingets Miljø- og planlægningsudvalg om Biodiversitet 2010 – hvordan når vi målene?*, som blev fulgt op af Teknologirådets (2008) *Biodiversitet 2010 – hvordan når vi målene? Katalog over forslag til initiativer*. Den her foreliggende rapport's mange kapitler er den naturlige forlængelse af Teknologirådets arbejde i samarbejde med Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg. Hvert kapitel præsenterer detaljeret substans og yderligere indsigt for hvert aspekt, der berører en god biodiversitetsforvaltning.

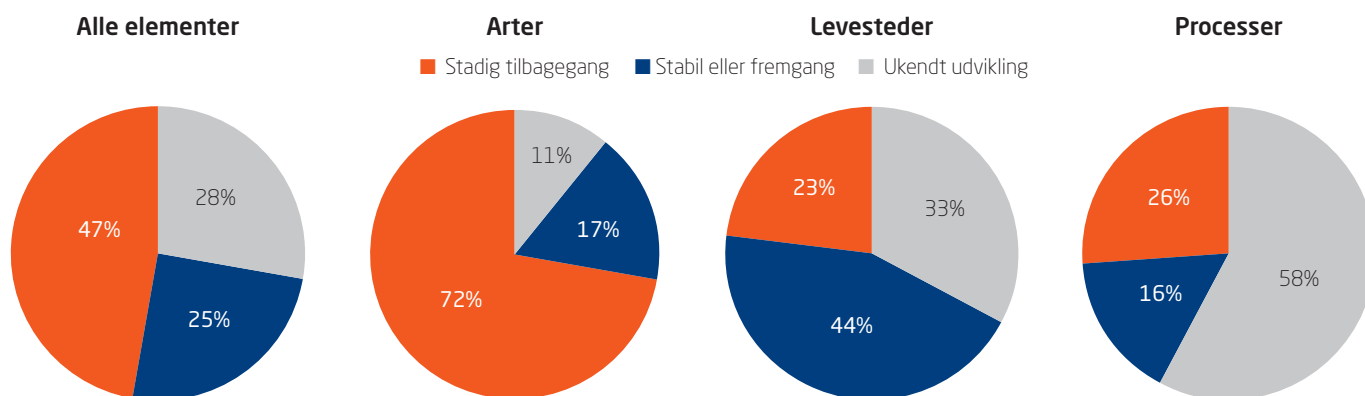
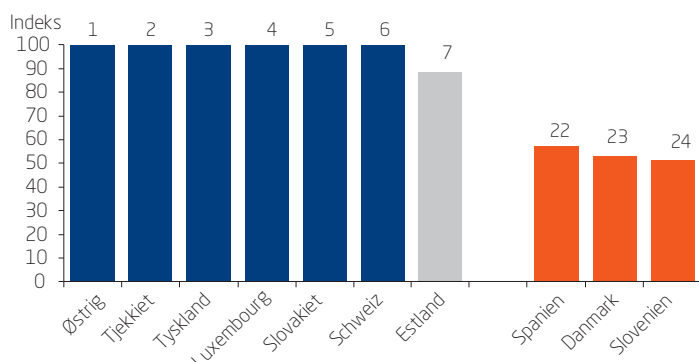


Fig. 1. Resultatet af en national vurdering af udviklingen i truet dansk biodiversitet opdelt på ni økosystemer og på basis af 139 nøgleindikatorer fordelt på arter, levesteder og processer. Orange signatur = stadig tilbagegang, blå signatur = stabil eller fremgang, grå = ukendt udvikling. Fra Ejrnæs m.fl. (2011).



Kilde: Environmental Performance Index 2010 (Columbia og Yale Universitet, USA)

Fig. 2. Indsatsen for biodiversitet i 30 europæiske lande jvf. Environmental Performance Index 2010, der udarbejdes årligt af Columbia og Yale universiteterne, USA.

På denne baggrund bringes nedenfor en gennemgang og diskussion af de væsentligste overordnede udfordringer for en langsigtet sikring af dansk biodiversitet. Disse udfordringer er fremhævet, fordi de er fundamentale og har gennemgående effekt for de øvrige virkemidler og konkrete tiltag, som rapportens øvrige kapitler er så rige på konkrete forslag til. For at lette overblikket, er alle disse detailforslag fremhævede som nummererede punkter i hvert kapitel.

Manglende plan, kortlægning og overvågning

Hvorfor står det så egentlig så skidt til med den danske biodiversitet – i kontrast til politikernes store ord om, at vi ønsker at bevare den danske biodiversitet og yde vores nationale bidrag til bevarelse af EU's og klodens biodiversitet, og i kontrast til at Danmark efter 20 års 'fokus' endnu kun indeholder ministerielle beskrivelser af og hensigtserklæringer om biodiversitet? Vi har endnu ikke en konkret handlingsplan med målbare nationale målsætninger for, hvordan vi skal bevare og forvalte den danske biodiversitet. Der er ikke afsat midler med specifikt fokus på biodiversitet, som gør det realistisk tilnærmelsesvis at indfri de politiske målsætninger eller EU-målsætningerne. Vi mangler også at definere indikatorer til at måle og guide indsatsen. Danmark har ikke en kortlægning af biodiversiteten som prioriteringsgrundlag for indsatsen og ingen plan for monitoring af biodiversitet, som rækker ud over de snævre direktivforpligtelser (se kapitel 2.1). En stor del af overvågningen er resurseovervågning rettet mod skovenes sundhedstilstand og de meget få arter, som traditionelt jages eller fiskes. Vi overvåger effekten af forurening på fx vandløbskvalitet, men ikke åernes, fjordenes og havets biologiske mangfoldighed som sådan. Hertil kommer overvågning af et fåtal udvalgte arter, der har kommerciel interesse (visse fiskearter, jagtbart vildt mm.) eller en særskilt populær status (fx fugle generelt), eller som grønne organisationer har haft særligt fokus på (fx haren, den hvide stork og den røde glente). Endelig overvåger vi de naturtyper og få arter, som vi juridisk er forpligtet til i henhold til EF's Fuglebeskyttelsesdirektiv og EU's Habitatdirektiv. Ingen af disse udgør, ej heller tilsammen, en fokuseret monitoring af den brede biologiske mangfoldighed. En fyldestgørende biodiversitetsmonitoring kræver et design til problemstillingen og til

de opstillede målsætninger som det ses i fx Sverige, Schweiz og Storbritannien.

Nøglen er at gøre sig mere klart, hvad der i dansk sammenhæng menes med biodiversitet – mangfoldigheden af liv – i de internationale konventioner og aftaler. Det bør erkendes, at 1) uden en konkret plan med målbare indikatorer og afsatte ressourcer vil målsætningerne ikke nås, og 2) kludetæppet af diverse eksisterende monitoringer ikke tilnærmelsesvis udgør en konkret eller effektiv overvågning af biodiversitet i sig selv.

Virkemidler bør inkludere

1. en national arealkortlægning af naturområder, der ikke er ødelagt af dræning, eutrofiering, dyrkning, tilplantning og skovhugst,
2. udarbejdelse af en basal oversigt over alle danske arter (inklusive arter, som menneskelige aktiviteter har fortrængt fra Danmark), herunder en beskrivelse af deres nationale udbredelse og deres krav til levesteder tilsvarende de store nationale projekter i fx Sverige (inkl. ArtsDatabanken) og Norge (inkl. Artsdatabanken),
3. udformning af en biodiversitetsmonitoringsplan der er videnskabeligt underbygget gennem internationalt peer-reviewede artikler på området, omkostningseffektiv, repræsentativ for den brede biodiversitet og velegnet til at monitorere forandringer, identificere forvaltningsbehov samt måle effekter af tiltag, og
4. udarbejdelse af en forvaltningsstrategi med målbare målsætninger baseret på gængse internationale principper inden for **systematic conservation planning** og miljøøkonomi, så planen er målrettet, fleksibel, gennemsigelig, biologisk realistisk, omkostningseffektiv og bygget på instrumenter med incitamenter, der virker på aktørerne.

Frivillig overvågning kan indgå som et delelement, hvis design og kvalitetssikring af data opfylder minimumskrav i overensstemmelse med internationale forskningsprincipper for **Citizen Science** monitoring.

Manglende dansk viden om biodiversitet – og internationalt udsyn

Hvordan skal et dansk monitoringsprogram for biodiversitet designes? Hvilke indikatorer kan vi bruge, og hvad viser de? Hvordan sikrer vi en biologisk og funktionel sammenhængskraft til gavn for den brede biodiversitet i et land, hvor det samlede naturareal er beskedent og fordelt på et meget stort antal lokaliteter (mere end 240.000), og hvor der ofte er langt mellem naturområderne? Hvordan klimasikrer vi forvaltningen af den danske biodiversitet? Hvordan beskytter vi de naturlige processer, som skaber grundlaget for biodiversiteten (erosion, aflejring, oversvømmelser, brand, stormfald, græsning, prædation, spredning)? Hvordan driver man landbrug, skovbrug og fiskeri, der rent faktisk gør en positiv forskel for biodiversiteten, og som står mål med omkostningerne? Hvordan genskaber man levesteder for truet natur ved udtagning af produktionsarealer fra landbrug, skovbrug og fiskeri? Hvordan tackler vi alle de problemstillinger, der er rejst i rapportens kapitler og kvalitetssikrer gennemførelsen af forslagene til



Havørn på Vorsø i Horsens Fjord.

forbedringer? Og ikke mindst i forhold til alle disse spørgsmål – hvad er det, vi blot tror på, og hvad er det vi egentlig ved baseret på naturvidenskabelig evidens?

Der er givetvis mange holdninger og meninger, der kan give forskellige svar på ovenstående spørgsmål, men svarene vil i dagens Danmark kun sjældent være baseret på egentlig forskningsbaseret viden og konkrete analyser af danske data. Det er ikke en kritik af de forskere, der arbejder med emnet i Danmark. Det er et resultat af, at vi i Danmark ikke har prioriteret forskningsmæssige ressourcer til området. Det uanset om vi snakker om grundvidenskabelige eller strategiske analyser. På trods af de tunge forpligtelser, som Danmark har påtaget sig, findes ordet 'biodiversitet' ganske enkelt ikke i det strategiske forskningsprogram. På dette område står situationen i Danmark i skærende kontrast til de lande, der omgiver os. I disse år investeres der massivt i biodiversitetsforskning i de andre nordiske lande og i de øvrige vesteuropæiske lande, som vi normalt sammenligner os med. Internationalt er der således megen forskningsbaseret viden om emnet. Udover andre landes nationale forskningsprogrammer for biodiversitet har de fælles EU-forskningsprogrammer også finansieret biodiversitetsforskning i stor stil de senere år. Vi evner bare ikke at bruge denne viden optimalt i Danmark. Når vores egen forskningsmæssige base er for svag, er det ganske simpelt en

udfordring fuldt ud at forstå og udnytte andres landes forskning og gøre den relevant for danske forhold. Med hensyn til viden på biodiversitetsområdet lever vi lidt i vores egen lille verden med stærkt begrænset udsyn.

Nøglen er at få mere biodiversitetsforskning i Danmark både mht. grundforskning og strategisk forskning og især med fokus på

1. at forstå de grundlæggende principper for fordeling og oprettholdelse af biodiversitet,
2. at opbygge viden om effekten af forskellige forvaltningstiltag, og
3. at designe et omkostningseffektivt monitoringsprogram for arter, naturtyper og de vigtigste påvirkningsfaktorer.

Der bør endvidere sættes på øget

4. tværdisciplinær forskning, der sammenkæder biologi med samfundsforhold såsom økonomi, jura, forvaltning og humanistiske discipliner,
5. samspil mellem forskere, forvaltere, statslige institutioner og NGO'er, og
6. forskningsbaseret uddannelse på universiteterne på kandidat-niveau samt efteruddannelses tilbud til forvaltere, administratorer m.fl.

Virkemidlerne kunne være

1. prioritering af midler til biodiversitetsforskning fra det Strategiske Forskningsråd og/eller infrastrukturpuljen, evt. også via Tips- og Lottomidlerne,
2. etablering af et eller flere store danske forskningscentre af internationalt format for biodiversitetsforskning (fx efter tysk model),
3. en pulje med statslige midler til at indgå som medfinansiering af projekter sammen med bidrag fra private fonde,
4. fjernelse af barrierer og forstærkning af incitament til samarbejde mellem danske universiteter – snarere end at påtvinge konkurrence, og
5. etablering af en national dansk biodiversitets PhD-skole, der inkluderer alle danske universiteter.

De overordnede problemer i dansk naturforvaltning

Ved siden af strategiplanen, monitoringen og viden er de tre overordnede udfordringer for at opnå en rig og varieret natur 1) at give den mere plads, 2) at sikre højere variation og 3) at genetablere naturlige processer i naturarealerne. Det sidstnævnte inkluderer problematikken omkring de vigtigste påvirkningsfaktorer: næringsstofforurening, pesticider, forsurening, afvanding, manglende naturlige forstyrrelser (inkl. græsning og andre effekter af store dyr), intensiv forstlig drift og intensivt fiskeri. Hertil kommer efterfølgende udfordringerne forårsaget af de globale klimaforandringer og invasive arter.

Plads til naturen

Den afgørende forudsætning for en levedygtig, mangfoldig og spændende natur er plads og atter plads til naturen, så arter, levesteder og processer kan opretholde sig selv. Alle andre faktorer er i denne sammenhæng sekundære. Uden plads intet liv. Og mere plads giver mere biodiversitet, siger en af naturens grundlove. Det danske samfund har disponeret så godt som hele land- og havarealet til andre primære formål end natur. Ifølge planloven er landjorden i store træk opdelt i landzone, byzone og sommerhusområder. En del af landzonen er fredsskov, hvilket også er en produktionsudpegning. Dette forhold er en kæmpe udfordring, fordi naturen behøver varig sikring af levestederne mod uhensigtsmæssig arealanvendelse. I Danmark har landbrug, skovbrug og byggeri fragmenteret naturen i århundreder. Nogle steder kan en gravhøj med oprindelig græslandsvegetation, et lille kildevæld på en skrænt eller 100 meters artsrig grøftekant være levesteder for de sidste bestande af arter, som er forsvundet fra det øvrige landskab. Derfor er det afgørende at have fokus både på

1. bevaring og beskyttelse af de små refugier for biodiversitet, som ligger omgivet af marker og bebyggelser og
2. udvikling og sikring af store sammenhængende naturområder, hvor naturen og de naturlige processer får forsterket.

Nøglen til at sikre mere plads til naturen er

1. at beskytte den eksisterende natur effektivt, dér hvor den findes, og sikre den tilstand som er nødvendig for langsigtet opretholdelse (urørt skov, næringsfattig jordbund, græsning osv.), og
2. at skabe store sammenhængende naturområder, hvor der er plads nok til naturlig dynamik.

I begge tilfælde skal naturarealet udvides, og i mange tilfælde kan de to hensyn virkeliggøres på de samme arealer. Brede bufferzoner rundt om eksisterende natur vil både isolere disse fra forureningskilder og udvide arealet af levested indenfor en realistisk radius for arternes kolonisering. Hvor der er stor tæthed af eksisterende natur – og hvor forskellige andre forudsætninger sikkert er opfyldt – vil dette kunne lede til større sammenhængende naturområder. Andre steder må de to hensyn realiseres på forskellige arealer. Forudsætningen for at løse pladsproblemet er, at arealer, som i dag er disponeret i planlægningen som landzone, byzone, sommerhusområde eller fredsskov, skifter udpegning. Enten ved at etablere en egentlig naturzoneudpegning eller ved at arealerne fredes med naturformål. I begge tilfælde vil det kunne rejse erstatningskrav, hvis der lægges restriktioner på arealudnyttelsen, hvilket skaber en økonomisk udfordring, som skal håndteres, før naturen kan få plads.

Virkemidlerne kan være

1. at de arealer, som i dag huser sårbar eller truet biodiversitet, bliver sikret ved en matrikulær udpegning som naturzone,
2. at sikre det økonomiske grundlag for at frikøbe arealer til natur (fx naturzone), eksempelvis gennem en statslig Naturfond, som sikrer plads til naturen gennem opkøb og mangelæg,
3. at der tages bedre hensyn til naturen på arealer disponeret til landbrug, skovbrug, fiskeri og bebyggelse/infrastruktur,
4. at ophøre med at yde økonomisk støtte til produktion i landbrug, skovbrug og fiskeri, der er samfundsøkonomisk tabsgivende,
5. at bruge EU-landbrugsstøttemidler til at betale for naturbevarelse i stedet for at betale for naturødelæggelse,
6. at prioritere mere af den offentligt ejede skov til naturskov,
7. at lave mageskifte mellem offentligt ejet produktionsskov og privatejet skov med større biodiversitetsværdi,
8. at udlægge flere marine reservater (naturzoner),
9. et reelt stop for nedlæggelse og ødelæggelse af småbiotoper (en forbedret § 3-beskyttelse),
10. en aktiv indsats for omdannelse af marginal landbrugsjord til natur samt bibeholdelse af brakmarker,
11. langsigtet omdannelse af plantageskov til naturskov,
12. opretholdelse af store naturområder, fx i form af nationalparker, der gør en forskel ved at have natur og biodiversitet som hovedprioritet i deres forvaltning (modsat nu),
13. omsorg for eksisterende og potentielle levesteder for flora og fauna i det bebyggede land, og
14. at indarbejde naturhensyn i lokalplaner, byggevejledninger og lignende reguleringer.

Variation i naturen

Naturen i Danmark er oprindelig meget forskelligartet, hvilket er en af grundene til vores store rigdom på arter og naturtyper. Tabet af variation i den danske natur skyldes først og fremmest kultivering af størstedelen af landskabet, hvor landbrug og skovdrift har indskrænket den naturlige variation i næringsstofftilgængelighed, vandmætning, jordbundsdannelse, forsurening og forstyrrelsesgrad, og store arealer er inddraget til bebyggelse og infrastruktur. Dyrkningsjordene er intensivt forstyrrede, ekstremt

Den meget spektakulære stor gøgeurt vokser kun tre steder i Danmark.



næringsrige og enten dræned eller kunstvandede for at sikre optimal vækst. Skovene er forstyrrede og dræned, busklaget er mange steder manglende, skovlysningerne er plantet til med træer, og de græssende dyr holdes ude. Men også uniform tænkning i naturforvaltningen mht. at (næsten) alle skove, enge, heder o.l. skal forvaltes på samme måde, sænker den naturlige variation på national skala.

De tre vanskeligste udfordringer er næringsforurening, afvanding og manglende græsning. Det er dyrt, vanskeligt og langsomt at genoprette de næringsfattige levesteder med naturlig hydrologi og forstyrrelsesregime. Udlægning af urørt skov derimod er en utroligt enkel måde at fremme variation på og lige så akut påkrævet som de andre indsatser.

Den omfattende diffuse belastning med kvælstof og fosfor af al dansk jord og de indre danske farvande ensretter i disse år hele den danske natur – med tab af mangfoldighed til følge, fordi nogle få arter og naturtyper fremmes på bekostning af andre. På de dyrkede arealer betyder den omfattende brug af pesticider sammen med den høje næringsstatus og effektive mekaniske ukrudtsbekæmpelse et markant fald i den biologiske mangfoldighed. Herved udvikles en stereotyp og artsfattig natur i Danmark som helhed, en natur med arter der netop er tilpasset det unaturligt høje næringsstofniveau.

Nøglen er

1. at forstå at arter 'ser' naturen anderledes end os, og at dette varierer fra art til art. Dvs. at en løvskov ikke bare er en løvskov. Skovens truede arter lever ikke bare i løvskov, men eksempelvis på gamle træers furede bark i lyse og fugtige skovmiljøer, i gamle hule og solbeskinnede egetræer eller i urterige skovlysninger, og
2. at erkende at næringsstofbelastningen i forhold til biodiversitet ikke alene er et problem for vores vandmiljø. Den diffuse og landsdækkende belastning med kvælstof og fosfor via luft og vand er et massivt problem for biodiversiteten på land. Virkemidler, som skal afhjælpe belastningen af vandmiljøet vil ikke nødvendigvis hjælpe på problematikken på landjorden. Det sidste kræver en målrettet indsats. Nationale målsætninger vedr. reduktionen af næringsstofbelastningen bør relateres direkte til en målbar reduktion i den negative effekt på biodiversiteten i alle økosystemer og ikke kun en reduktion i udledningen af kvælstof og fosfor til de akvatiske miljøer.

Virkemidlerne er

1. udvikling af evidensbaserede metoder til at genoprette naturlig hydrologi, naturlig næringsstatus og naturligt forstyrrelsesregime,
2. fokus på at sænke den diffuse næringsbelastning af naturen via vand og luft gennem fx lovgivning og påbud, lokalisering af forurenende virksomhed, regulering af gyllehåndtering, øgede afgifter og/eller støtte til produktionsformer/teknologier med mindre udledning,
3. udarbejdelse af naturplaner på ejendomsniveau,
4. en differentieret naturforvaltning af samme habitater ift. et givet områdes indhold af og potentiale for biodiversitet,
5. juridisk beskyttelse af naturlige processer på arealer disponeret til naturformål, og

6. specielt i de marine områder er der behov for etablering af flere områder, der er lukkede for fiskeri, jagt og råstofudvinding.

Funktionalitet i naturen. At skaffe mere plads til naturen og sikre større variation er ikke nok til sikring af biodiversiteten i Danmark. Naturarealerne skal også være funktionelle og kunne understøtte den bestandsdynamik og de økosystemprocesser, der er nødvendige for, at mange arter kan opretholde levedygtige bestande, og for at naturtyper kan eksistere. En forstligt hårdt drevet produktionskov har næsten ingen biodiversitet – og kun undtagelsesvis sjældne og truede arter – sammenlignet med en beskyttet naturskov, der har ligget urørt hen med dødt ved og gamle træer i mange år. Åbne naturtyper og skove uden græsning og naturlig hydrologi (inkl. naturlige sæsonbestemte oversvømmelser) er fattige på biodiversitet. Tilsvarende berører fiskeri ikke kun de fiskebestande, der opfiskes, men kan have store negative effekter på havets øvrige biodiversitet.

Dansk natur mangler områder, der er store nok til at tillade naturlige successionsprocesser – arealer med mellemstadier før klimaksvegetation samt arealer med klimaksvegetation, hvortil mange arter er knyttet – frem for alene at bestå af naturarealer, der enten er 'grønne enge' eller 'højstammede skove'. Hertil kommer, at dansk natur er stærkt fragmenteret og vil være det fremover. Derfor er det vigtigt at øge den funktionelle sammenhængskraft (herunder spredning af individer) og sikring af stærkt opsplittede bestande af dyr og planter (meta-populationsdynamik) på national skala imellem de mange store og små områder. Nedenfor fokuseres på seks af de væsentligste områder/redskaber, der er essentielle for at øge funktionaliteten i den danske natur til gavn for biodiversiteten.

Græsning

Nøglen er atter at få græssende dyr (vilde eller tamme) i den danske natur. Mange danske naturtyper opretholdes via græsning. Den manglende græsning gør, at den biologiske mangfoldighed falder. Dette forhold gælder både for åbne naturtyper og for skovene. Det er i den sammenhæng essentielt, at græssende dyr faktisk græsser på de udvalgte områder. Det er oftere våde og skrånende arealer snarere end flade og tørre arealer, der har størst behov herfor.

Virkemidlerne er at lave en national handlingsplan for græsning af naturområder. Denne skal vha. socioøkonomisk viden dels afklare de strukturelle problemer, der forårsager utilstrækkelig græsning af de åbne naturtyper, dels inkludere opsamling og opbygning af viden om, hvilke typer af græsning (mekanisk, vilde eller tamme dyr), der er brug for med henblik på mest effektiv bevarelse af forskellige naturtyper og arter. Et flersidigt sæt af vilde dyr vil være mest effektivt ift. at generere naturlig dynamik og variation i græsningen. Strategisk brug af vilde og forvildede arter vil også kunne bidrage positivt til disse arters egen bevarelse. Der bør lægges vægt på også at reetablere store dyrs andre biodiversitetsfremmende effekter – spredning af frø mm., tilførsel af ekskrementer og ådsler. Ved brug af vilde dyr – evt. bag hegn – bør der sikres nemme dispensationsordninger for den veterinær- og dyrevelfærdslovgivning, der er beregnet på traditionelle produktionsdyr.



Græsland kræver græsning for ikke at gro til med buske og træer. Her kalkgræsland ved Høvblege på Møn, levested for mange sjældne orkidéer og sidste kendte danske levested for dagsommerfuglen sortpletet blåfugl.

Skove og skovdrift

Nøglen er

1. at få mere naturlig skovsuccession med flere ældre træer, mere dødt ved og flere mindre lysåbninger (efter faldne træer),
2. at genindføre græssende dyr i skovene med lavt græsningstryk, som kan medvirke til at opretholde kontinuiteten i skovlysningerne,
3. genopretning af den våde skov med naturlig hydrologi, inkl. vandløb og skovsøer,
4. flere vedvarende lysåbne områder i varierende størrelser (100 m² – 10 ha) inkl. områder under dynamisk succession,
5. hurtigst mulig omlægning af skovdriften i statsskovene til hjemmehørende træarter (inklusive potentielt hjemmehørende arter, dvs. arter, der på sigt ville kunne indvandre af sig selv til Danmark bl.a. under hensyntagen til fremtidige klimaændringer), og
6. reetablering af naturlig hydrologi, herunder svingende vandstand og gennemstrømmede grundvand.

Virkemidlerne er at udarbejde en national handlingsplan for biodiversitet i offentlige og privatejede skove. Omlægningen dels til urørt skov (helt uden skovdrift) og dels til naturnær skovdrift (med bæredygtigt udnyttelse af træeresursen), som bør følges op af en definition ud fra biodiversitetsværdier af, hvordan naturnær skov skal se ud mht. antal ældre træer, dødt ved og mindre lysåbninger. Der bør opstilles målsætninger for alle offentlige skove mht. genskabelse af naturlig hydrologi, moser og søer samt større lysninger. Det samlede areal af urørt skov bør øges markant og konkrete arealer udpeges permanent. Der bør tilvejebringes mere vi-

den om græsningsproblematikken i skovene og løsninger herpå. Ligeledes bør cost-benefit-balancerne mellem de samfundsværdier, skovene bibringer (biodiversitet, CO₂-lagring, vand, friluftsværdier og forstlig produktion), afdækkes bedre mhp. at overveje at lave differentierede målsætninger for forskellige skove.

Fiskeri

Nøglen er at reetablere en vandkvalitet, der tillader et naturligt dyre- og planteliv at udvikle sig, og at friholde udvalgte områder for bundsløbende redskaber og anden forstyrrelse af bunden. Både for biodiversiteten og for fiskeriet selv har det betydning, at bestandene af de kommercielle arter ikke overfiskes, hvilket vil sige foregår mere intensivt end bestandene kan bære. Endvidere er det af betydning, at fiskeriet i det hele taget foregår med metoder, der ikke utilsigtet skader andre arter, så fx havfugle, sæler og marsvin ikke omkommer i redskaberne.

Virkemidlerne er generelt at arbejde for at mindske belastningen af de danske farvande med næringsstoffer. Visse områder fx Natura 2000-områderne bør beskyttes mod anvendelsen af bundsløbende redskaber. Fiskeriindsatsen bør nøje overvåges og reguleres, således at udnyttelsen af bestandene af de kommercielle arter er bæredygtig. Fiskeriets redskaber og metoder skal tilpasses således, at bifangst minimeres, og således at antallet af vandfugle og havpattedyr, der omkommer i fiskeriredskaber, minimeres dels ved indretningen af redskaberne dels ved en hensigtsmæssig zonerings i tid og rum af de i denne sammenhæng mest problematiske fiskerier. Endelig bør der, som nævnt tidligere, udpeges områder med 'urørt hav' bl.a. i form af marine nationalparker eller reservater.

Naturlig succession

Nøglen er at få tilstrækkeligt store naturområder, hvor der er plads til at have hele successionsforløb fra de åbne naturtyper til den modne skov og til eventuelle sammenbrud af den modne skov. Der er især brug for arealer til at bringe sammenhæng mellem åbne naturtyper og skovene med brede overgangszoner frem for nutidens skarpe skel. En del danske arter er afhængige af stadier i sådanne successionsforløb og overgange, som risikerer at blive sjældne i Danmark. Det samme er en række af de arter, som forventes at indvandre til Danmark som følge af klimaforandringer. Heterogene naturområder inklusive successionsstadier vil også generelt fremme arters muligheder for at sprede sig ift. klimaændringer.

Virkemidlerne er at placere nye arealer (fx marginaljorder og forladte råstofgrave) prioriteret til natur i sammenhæng med større eksisterende naturområder. Mht. sammenhæng og overgang fra det åbne land til skov kunne dette fx gøres ved at lade driften på eksisterende landbrugsarealer ophøre mhp. at indgå i de danske nationalparker. Udfordringen vil være at få et naturligt successionsforløb, hvilket kræver drastisk reduktion af næringsstofbelastningen og sikring af et naturligt græsningstryk. I bymæssige areal typer og i forbindelse med store infrastruktur-

anlæg er det afgørende for den frie succession, at man undgår pålægning af næringsforurenede muldjord samt plantning og tilsning. De økonomiske instrumenter kunne være de samme som nævnt under 'Plads til naturen'.

Sammenhængende natur

Nøglen er at undgå at opfatte Danmark som inddelt i områder med 'A-', 'B-' og 'NUL-natur'. Der findes kun én natur i Danmark, og selvom indsatsen for naturen skal prioriteres højere i nogle områder end andre, er det vigtigt at se på naturen i sin helhed og undgå at opfatte naturområder som isolerede enklaver i landskabet. Derimod skal opretholdelsen og genopretningen af levedygtige bestande og habitattyper ske ved at sikre sammenhængen i det ganske danske landskab. Negative effekter af storskala-infrastrukturer og byudvikling bør minimeres ved, at disse naturhensyn indarbejdes allerede i projekteringsfasen og i lokalplaner.

Virkemidlerne er

1. at sikre mange små naturområder imellem de store naturområder, der kan fungere som 'trædesten' og forbindelseslinjer for spredning af arterne,



Den fredede Åkærdal ved Uldrup-Sondrup Bakker nord for Horsens Fjord.

2. at sikre integration af naturhensyn i arealanvendelsen i landbrug, skovbrug og byer, også for at facilitere spredning,
3. at prioritere vedligeholdelse af spredningskorridorer (snarere end etablering af nye, men dyrere og ikke nødvendigvis mere effektive habitatkorridorer),
4. at betragte og forvalte alle naturarealer som både levesteder og mulige trædesten og habitatkorridorer imellem andre områder, og
5. at sikre generelle spredningsmuligheder ved store infrastrukturanlæg samt overveje translokation (om- og genplacering) som mulighed frem for meget dyre artsspecifikke korridortiltag.

Vanddynamik

Nøglen er at genskabe det naturlige hydrologiske kredsløb, hvor dette er muligt. En fuld genskabelse forudsætter sløjfning af dræn og grøfter, som både hindrer nedsivning af regnvand til grundvandsmagasinerne og leder grundvand ud i vandløb og søer, i stedet for at det siver gennem jorden og/eller skaber levesteder som rigkær, kildevæld og kalkrige enge. Det er en vigtig forudsætning for biodiversiteten, at næringsrigt overfladevand ikke kan erstatte rent regnvand og grundvand. Hvad ådale og vandløb angår, er det afgørende, at vandets naturlige dynamiske processer får plads til at virke, uden at vandløbene kanaliseres, oprensnes og opgraves for at lede vandet hurtigst muligt væk. Hvad angår rensningen af næringsrigt drænvand fra markerne, bør rensningen af dette vand foregå i dertil egnede anlæg på markerne frem for i de sårbare lavbundslande i ådalene.

Virkemidlerne er

1. at gennemføre den kortlægning af grundvandsforekomster og dertil knyttede økosystemer, som forudsættes i medfør af Vandrammedirektivet, men som ikke er gennemført i Danmark,
2. at gennemføre en håndtering af næringsforurenede drænvand fra markerne i anlæg placeret i dyrkningslandskabet, som sikrer rent vand i de tilstødende naturarealer,
3. at gennemføre en fuld hydrologisk genopretning ved sløjfning af dræn og grøfter i arealer disponeret til naturformål, og
4. at ophøre med grødeskæring, oprensning og kanalisering af vandløb på arealer (ådale) disponeret til naturformål.

Klimaforandringer og dansk biodiversitet

Klimaforandringerne vil sætte naturen under yderligere pres og øge effekten af ovennævnte problemer. Med forandringer i klimaet vil der ske store forandringer i arternes lokale levevilkår og funktionaliteten i økosystemerne. Disse kan være både negative og – især hvis klimaændringer kan begrænses – positive. Hvis arterne ikke kan eller ikke kan nå at flytte sig – fx på grund af manglende plads og sammenhæng i naturen – vil klimaændringerne fremover kunne lede til betydelige tab af biodiversitet både i Danmark og på europæisk og global skala. Afledte effekter af klimaændringerne på arealanvendelsen kan også udgøre en trussel for Danmarks biodiversitet.

Forvaltningen af dansk natur og biodiversitet har hidtil primært været at fastholde eksisterende naturværdier, hvilket har levnet meget lidt plads til dynamik. Set i lyset af klimaforandringerne må naturforvaltningen om ikke før så nu ændres fra en

statisk opfattelse af naturen, hvor det primære formål alene er at bibeholde den natur og biodiversitet, vi kender og sætter pris på i dag, til i højere grad også at tage hensyn til de dynamiske ændringer af naturens vilkår, som klima og andre faktorer forårsager.

Den danske naturforvaltning står under alle omstændigheder overfor en revision, hvis den skal klimasikres. Det er oplagt, at de europæiske og internationale forpligtelser til sikring af den biologiske mangfoldighed bliver det centrale og gennemgående element i den fremtidige naturforvaltning, og at udarbejdelsen af en biodiversitetshandlingsplan også ses i lyset af klimaforandringer. Effekterne af de fremtidige klimaændringer kan også meget vel blive så store, at mange arter vil komme under stort pres selv med den mest optimale lokale forvaltning. Derfor er det stadig meget vigtigt at arbejde på at mindske klimaændringernes omfang. Når det er sagt, vil den lokale forvaltning kunne gøre en stor forskel på, hvor sensitive mange arter vil være ift. klimaændringer.

Nøglen er at skabe en naturforvaltning, der tillader en dynamisk tilpasning af den danske natur til klimaforandringer og minimerer negative effekter på biodiversiteten i Danmark og i Europa. Men meget vil afhænge af, hvor hurtigt og kraftigt klimaforandringerne sætter sig igennem. Det er her afgørende at træffe de nødvendige foranstaltninger i tide, dvs. indarbejde hensynene i langsigtede planer, hvilket også vil kunne reducere omkostningerne betragteligt.

Virkemidlerne inkluderer følgende:

1. Flertallet af de anbefalinger, der gives i denne rapport for at få mere og bedre natur, vil også bidrage til at gøre naturen mere robust overfor klimaændringer. Mere plads til naturen og de frie, økologiske processer vil give bedre mulighed for, at arter kan overleve lokalt (større arealer giver større bestandsstørrelser og lokal klimavariation og dermed større bufferkapacitet) og give bedre plads til etablering af nyindvandrede arter, der kommer til i takt med klimaændringer. Et netværk af spredningsveje vil lette arternes spredning gennem landskabet.
2. En reduktion af det generelle pres på naturen vil også bidrage til større robusthed overfor negative effekter af klimaændringer.
3. En kystforvaltningspolitik, der i stadigt mindre omfang betjener sig af kystsikring fx hofde- og digebyggeri for i stedet med planlægning som værktøj at afværge eller i hvert fald at mindske byggeri i områder, hvor kystlinjen vil ændres.
4. Udarbejde og sikre en samlet plan for kystens tilbagetrækning, herunder udpegning af arealer, hvor det kan accepteres at klitter, strandenge og strandsumpe etablerer sig efterhånden som havspejlet stiger og de i dag eksisterende arealer med disse naturtyper drukner.
5. Integrering af naturhensyn i de tiltag der må iværksættes i alle landskaber – ikke mindst i byerne – af hensyn til håndtering af øgede nedbørsmængder.

Invasive arter og dansk biodiversitet

Invasive arter er arter, der ikke hører naturligt hjemme i vores del af verden. De er af mennesket aktivt eller passivt bragt ind i nye økosystemer, og nogle kommer til at dominere disse på bekostning af lokale arter, og kaldes da 'invasive' arter. Invasive arter er

et biprodukt af den tiltagende globalisering og har i adskillige tilfælde påvirket oprindelige arter dramatisk og forandret hele naturtyper. Det er også vigtigt at skelne årsager fra symptomer – dvs. adskille, hvor fremmede arters fremgang er årsag til hjemmehørende arters tilbagegang, fra hvor deres indbyrdes dynamik er drevet af en ekstern miljøændring, fx eutrofiering, græsningsop-hør eller klimaforandring.

Nøglen er at fokusere den specifikke indsats mod arter med ne-gativ effekt på biodiversiteten lokalt, og som opfører sig markant anderledes end hjemmehørende arter. Det er helt afgørende ikke at forveksle naturlig indvandring – ikke mindst i takt med klima-forandringerne – med invasion af eksotiske arter.

Virkemidlerne er helt afhængige af den invasive art. Invasive ar-ter er et problem, det er svært at gøre noget ved, når de først er ankommet. Indsatsen må derfor primært rette sig mod at undgå, at sådanne arter kommer ind i landet, såsom foranstaltninger om-kring ballastvand i skibe og transport af jord (planter) fra andre verdensdele. Dernæst kan man forsøge at afbøde effekterne, når de pågældende arter er ankommet. Da mange fremmede arter vil kunne indpasse sig i den danske natur uden negative effekter på de nu hjemmehørende arter, er det vigtigt at fokusere indsatsen på arter med dokumenterede negative effekter, eller hvor der i de mindste er god grund til at frygte sådanne. Problemet er her, at når først en art har vist sig at optræde invasivt, så er det ofte for sent at gøre noget.

Afsluttende bemærkninger

Mennesket er en del af naturen. Vi er blevet til i løbet af den biologiske udviklingsproces, og vi er dybt – nogle vil sige totalt – afhængige af naturen og dens ressourcer, herunder den biolo-giske mangfoldighed. Hvad enten natursynet er begrænset til en snæver nytteorientering eller er en mere omfattende erkendelse, kræves der derfor en anerkendelse og dermed prioritering af værdien af naturens mangfoldighed. Naturen får imidlertid først eksistensberettigelse, når den har fået eksistens. Derfor er det et problem, at stadig færre danskere kender mange af de arter, som tidligere var kendt af hvert barn i Danmark, såsom viben, stæren og blåkløkken. Det er også et stort problem, at der ikke alene mangler viden om den danske natur og biodiversitet, men at der også mangler biologisk ekspertise i kommuner og ministerier, som har ansvaret for at forvalte en meget stor del af Danmarks natur. Det er derfor afgørende at den basale naturhistorie priori-teres højere i skole og gymnasium, og at viden om naturen læg-

ges til grund for beslutningsprocesser i forvaltningen. I dette lys er det vigtigt, at den brede befolkning også har adgang til og vi-den om naturen, så man kan lære den at kende, forstå den, holde af den og finde den værd at arbejde for i den politiske proces. I det lys kan adgang til naturen betragtes som et virkemiddel til en langsigtet naturbeskyttelse. Der bør dog også være plads i natu-ren til, at der kan tages hensyn til arter, der er følsomme overfor forstyrrelser (fx adgangsrestriktion til småøer i fuglene yngletid). Som altid bør der også her ske en afvejning mellem benyttelse og beskyttelse, så den friere adgang til naturen, for at motivere for dens bevarelse, ikke i sig selv bliver en negativ faktor for naturen.

Referencer

- Anon. 2007: Danmarks bidrag til EU i henhold til artikel 17 i EF Habitatdirekti-vet. – <http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17>
- Anon. 2009: Fourth Country Report to CBD, Denmark, December 2009. – Mi-nistry of Environment.
- Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab 2010: Naturens tilstand i Dan-mark. – Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab.
- Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Tjernansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baatrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler & G. Levin 2011: Danmarks Biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Environmental Performance Index 2010: Yale Center for Environmental Law & Policy, and Center for International Earth Science Information Network at Columbia University. – <http://epi.yale.edu/>
- Geldmann, J., C.B. Harder, C. Rahbek, P. Harder & K.S. Jensen 2010: Naturens tilstand i Danmark: Vidensbaseret debatdag den 13. april 2010. Indledende oplæg og diskussion. – Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab.
- Kærgård, N., J.B. Mortensen & S.B. Nielsen 2000: Dansk Økonomi Efteråret 2000. – Det Økonomiske Råd.
- Meltofte, H. (red.) 2010: Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mang-foldighed. – Det Grønne Kontaktudvalg.
- Normander, B., T.S. Jensen, T. Henrich, H. Sanderson & A.B. Pedersen 2009: Na-tur og Miljø 2009, Del A: Danmarks Miljø under globale udfordringer. – Fag-lig rapport fra DMU nr. 750.
- Normander, B., T.S. Jensen, T. Henrich, H. Sanderson & A.B. Pedersen 2009: Na-tur og Miljø 2009, Del B: Fakta. – Faglig rapport fra DMU nr. 751.
- OECD 1999: Environmental Performance Index: Denmark. Organisation for Economic co-operation and Development. – OECD.
- OECD 2007: Environmental Performance Index: Denmark. Organisation for Economic co-operation and Development. – OECD.
- Petersen, A.H., F.W. Larsen, C. Rahbek, N. Strange & M.P. Lund 2005: Naturvær-dier i danske nationalparker. En kvantitativ analyse af den biologiske mang-foldighed i potentielle danske nationalparker. – Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.
- Teknologirådet 2007: Biodiversitet 2010 – hvordan når vi målene? – Tekno-logirådet.
- Teknologirådet 2008: Biodiversitet 2010 – hvordan når vi målene? Katalog over forslag til initiativer. – Teknologirådet.
- Wilhelmudvalget 2001: En rig natur i et rigt samfund. – Miljø- og Energimi-nisteriet.

Vi skal have **naturen** tilbage

I denne rapport har 18 naturorganisationer samlet i Det Grønne Kontaktudvalg bedt 42 universitetsforskere og andre fagfolk om at give oplæg til, hvordan tabet af naturens mangfoldighed kan stoppes inden 2020.

Det er første gang, at en så lang række af landets mest kompetente biodiversitetsfolk bl.a. fra fem universiteter er gået sammen med de grønne interesseorganisationer, og oplægget kommer netop som regeringen nedsætter en Natur- og Landbrugskommission og skal udarbejde Naturplan Danmark med det formål at sikre natur og biodiversitet.

Rapporten fremlægger de mest kyndige danske forskeres samlede vurdering af, hvordan vi bedst muligt kan forbedre forvaltningen af Danmarks biodiversitet.

Der er rigeligt at gøre – også en masse steder, hvor det ikke koster ret meget, fx på det offentlige egne arealer og på havet. Dette gælder ikke mindst i statsskovene, hvor bevarelse af biodiversitet bør have førsteprioritet.

Politikerne må herunder indse, at den udbredte selvforståelse, at vi er et af verdens bedste lande, hvad angår bevarelse af biodiversitet, i realiteten er usand.

Det Grønne Kontaktudvalg består af følgende **organisationer**

Medlemmer

Biologforbundet
Danmarks Naturfredningsforening
Dansk Botanisk Forening
Dansk Entomologisk Forening
Dansk Geologisk Forening
Dansk Ornitologisk Forening – BirdLife Denmark
Dansk Pattedyrforening
Det Økologiske Råd
Dyrenes Beskyttelse
Foreningen til Svampekundskabens Fremme

Geografforbundet
Greenpeace-Danmark
Jydsk Naturhistorisk Forening
Natur og Ungdom
Verdens Skove (Nepenthes)
WWF Verdensnaturfonden

Observatør

Friluftsrådet
Oceana